

**APLICAÇÃO DO MODELO ASM1 EM UMA ETE DE  
Lodos Ativados**

Ronaldo Debiasi

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

2012/1



DEBIASI, R. **Aplicação do modelo ASM1 em uma ETE de Lodos Ativos**. Florianópolis: UFSC/CTC/ENS, 2012. 113 f. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental – UFSC.

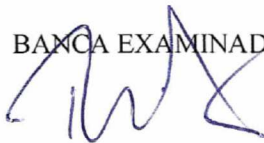
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL**

**APLICAÇÃO DO MODELO ASM1 EM UMA ETE DE LODOS  
ATIVADOS**

Ronaldo Debiasi

Trabalho submetido à Banca Examinadora como  
parte dos requisitos para Conclusão do Curso de  
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental –  
TCC II

BANCA EXAMINADORA:



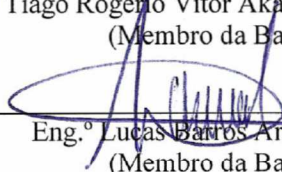
---

Prof. Dr. Paulo Belli Filho  
(Orientador)



---

Eng.º Tiago Rogério Vitor Akaboci  
(Membro da Banca)



---

Eng.º Lucas Barros Arruda  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
Agosto/2012



## **AGRADECIMENTOS**

À minha família pelo apoio e conselhos durante este trabalho e no decorrer de minha graduação.

Ao meu orientador, Professor Dr. Paulo Belli Filho, pela confiança, auxílio, considerações e conhecimentos repassados durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao mestrando Tiago Rogério Vitor Akaboci pelo também auxílio na orientação deste trabalho.

Aos meus amigos e colegas pelos momentos compartilhados ao longo destes anos.

À Companhia de Águas e Saneamento (CASAN) pela disponibilização dos dados necessários para este trabalho, em especial ao Engenheiro Lucas Barros Arruda e outros membros do Setor Operacional de Esgoto pelo apoio e orientação no decorrer desse processo.



## RESUMO

Muitas estações de tratamento de esgoto no Brasil e no mundo tem como base de tratamento o processo de lodos ativados, tendo em vista a importância deste sistema, a necessidade de melhor entender o processo dinamicamente e garantir a eficiência de tratamento iniciou-se o estudo da modelagem desse processo. Neste projeto utilizou-se o modelo ASM1 para avaliar o comportamento do sistema de lodos ativados de uma ETE de lodos ativados, localizada em Florianópolis/SC. Utilizaram-se duas séries de amostras, uma para calibração do modelo no estado estacionário e uma para validação do modelo. A ETE foi estruturada no programa WRc STOAT com seus reatores biológicos, decantadores secundários e adensadores de lodo. Seis parâmetros do modelo ASM1 foram calibrados e dois destes reavaliados durante a validação. Com o modelo estruturado e validado foram criados diversos cenários a fim de simular a estação em diversas situações. Estes cenários foram divididos em quatro subgrupos: vazão e concentração, operação, crise e outros cenários. Sendo assim, o modelo se mostrou como uma ótima ferramenta de predição às possíveis transformações que a ETE está sujeita.

**Palavras-chave:** ASM1, modelagem, lodos ativados, esgoto sanitário

## ABSTRACT

Activated sludge is a very important wastewater treatment process, being widely used in wastewater treatment plants (WWTP) globally. Modeling of activated sludge systems initiated as a requisite to comply with stricter effluent quality standards and to study the process in its dynamics. In this paper, the ASM1 model was applied in an activated sludge WWTP in Florianópolis/SC with the purpose of evaluating the system performance. One series of data was used for calibration and another for validation of the model on steady state. The WWTP was structured in the software WRc STOAT with its biological reactors and clarifiers. Six model parameters were calibrated and two re-evaluated during validation. Within the structured and validated model, several scenarios were created to analyze the WWTP in different conditions. These scenarios were divided into four groups: flow and concentration, operation, crisis and other scenarios. Thus, the model has shown to be useful tool in the prediction of the possible fluctuations the WWTP faces.

**Keywords:** ASM1, modeling, activated sludge, sanitary wastewater



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema do processo de lodos ativados em fluxo contínuo (PROSAB, 2001).....	21
Figura 2: Esquema do sistema de Lodos Ativados Pré-Desnitrificação (PROSAB, 2001).....	23
Figura 3: Interface do programa WRc STOAT .....	33
Figura 4: Fluxograma de modelagem da CCMUA Delaware No. 1 WPCF no programa STOAT (WHITE & SMITH, 1998).....	34
Figura 5: Caracterização do efluente no modelo ASM1 segundo a matéria carbonácea (Adaptado de JEPPSSON, 1996).....	35
Figura 6: Caracterização do esgoto sanitário para componentes nitrogenados (Adaptado de JEPPSSON, 1996).....	36
Figura 7: Estrutura da metodologia de modelagem do sistema de lodos ativados. (Adaptado de HULSBEEK <i>et al.</i> , 2002).....	43
Figura 8: Estação de Tratamento de Esgotos (CASAN, 2011) .....	44
Figura 9: Fluxograma de Tratamento da ETE.....	45
Figura 10: Pré-tratamento da ETE (Acervo CASAN, 22/09/2011).....	45
Figura 11: Reator biológico (Acervo CASAN, 22/09/2011).....	46
Figura 12: Decantadores secundários (Acervo CASAN, 22/09/2011)..	47
Figura 13: Adensador de lodo (a direita) e decantadores secundários (a esquerda) (Acervo CASAN, 22/09/2011) .....	48
Figura 14: Configuração da ETE no programa WRc STOAT .....	52
Figura 15: Gráfico da concentração de SS no reator do Cenário 4 ( $Q = 50\%$ e $R = 2.40$ ).....	76
Figura 16: Gráfico da concentração de SS no reator do Cenário 8 ( $C = 50\%$ ).....	77
Figura 17: Gráfico do efluente do Cenário 11 (Dinâmica).....	79
Figura 18: Gráfico da vazão de retirada de lodo no Cenário 18 ( $SSTA=6000\text{mg.L}^{-1}$ ) .....	82
Figura 19: Gráfico da concentração de SSTA (Cenário 19).....	86
Figura 20: Gráfico da concentração de SSTA (Cenário 20).....	87
Figura 21: Gráfico do efluente (Cenário 20).....	88
Figura 22: Gráfico do efluente (Cenário 21).....	89
Figura 23: Estruturação do modelo (Cenário 25).....	92
Figura 24: Gráfico do efluente do Cenário 1 ( $Q = 120\%$ e $R = 1.00$ ) .	100
Figura 25: Gráfico do efluente do Cenário 2 ( $Q = 150\%$ e $R = 0.80$ ) .	100
Figura 26: Gráfico do efluente do Cenário 3 ( $Q = 80\%$ e $R = 1.50$ ) ...	101
Figura 27: Gráfico do efluente do Cenário 4 ( $Q = 50\%$ e $R = 2.40$ ) ...	101
Figura 28: Gráfico do efluente do Cenário 5 ( $C = 120\%$ ).....	102
Figura 29: Gráfico do efluente do Cenário 6 ( $C = 150\%$ ).....	102

Figura 30: Gráfico do efluente do Cenário 7 ( $C = 80\%$ ).....	103
Figura 31: Gráfico do efluente do Cenário 8 ( $C = 50\%$ ).....	103
Figura 32: Gráfico do efluente do Cenário 9 ( $C = 50\%$ e $Q = 150\%$ ). ....	104
Figura 33: Gráfico do efluente do Cenário 10 ( $C = 80\%$ e $Q = 120\%$ ).....	104
Figura 34: Gráfico do efluente do Cenário 11 ( $C = 120\%$ e $Q = 80\%$ ).....	105
Figura 35: Gráfico do efluente do Cenário 12 ( $C = 150\%$ e $Q = 50\%$ ).....	105
Figura 36: Gráfico do efluente do Cenário 13 ( $R = 0.72$ ).....	106
Figura 37: Gráfico do efluente do Cenário 14 ( $R = 1.33$ ).....	106
Figura 38: Gráfico do efluente do Cenário 15 ( $SSTA = 2000 \text{ mg.L}^{-1}$ ).....	107
Figura 39: Gráfico do efluente do Cenário 16 ( $SSTA = 3500 \text{ mg.L}^{-1}$ ).....	107
Figura 40: Gráfico do efluente do Cenário 17 ( $SSTA = 4500 \text{ mg.L}^{-1}$ ).....	108
Figura 41: Gráfico do efluente do Cenário 18 ( $SSTA = 6000 \text{ mg.L}^{-1}$ ).....	108
Figura 42: Gráfico do efluente do Cenário 19 ( $Q_{\text{exd}}=0.20$ ) .....	109
Figura 43: Gráfico do efluente do Cenário 20 ( $R=0.00$ ).....	109
Figura 44: Gráfico do efluente do Cenário 21 (Um Tanque de Aeração) .....	110
Figura 45: Gráfico do efluente do Cenário 22 ( $R_{\text{int}}=1.00$ ).....	110
Figura 46: Gráfico do efluente do Cenário 23 ( $R_{\text{int}}=2.00$ ).....	111
Figura 47: Gráfico do efluente do Cenário 24 (Zona pós-anóxica).....	111
Figura 48: Gráfico do efluente do Cenário 25 (4º Decantador) .....	112
Figura 49: Matriz do Modelo ASM1 (HENZE <i>et al.</i> , 2000).....	113

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características físico-químicas dos esgotos sanitários (VON SPERLING, 2005) .....	19
Tabela 2: Limites previstos nas principais legislações brasileiras para sistemas de esgoto sanitário. ....	29
Tabela 3: Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1. (HENZE <i>et al.</i> , 2000; HULSBEEK <i>et al.</i> , 2002; NUHOGLU <i>et al.</i> , 2005; LISBONA, 2007) .....	36
Tabela 4: Dados requeridos e verificações (HULSBEEK <i>et al.</i> , 2002). ....	49
Tabela 5: Parâmetros analisados utilizados para o estudo.....	50
Tabela 6: Séries de dados obtidas e forma de utilização .....	51
Tabela 7: Dimensões dos constituintes da estação .....	52
Tabela 8: Caracterização dos parâmetros de operação .....	53
Tabela 9: Relações utilizadas para DQO.....	54
Tabela 10: Caracterização da DQO.....	54
Tabela 11: Relações utilizadas para o nitrogênio .....	55
Tabela 12: Concentrações de nitrogênio no esgoto bruto (VON SPERLING, 1997) .....	55
Tabela 13: Relações utilizadas para o nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003) .....	56
Tabela 14: Relações utilizadas para o nitrogênio orgânico biodegradável solúvel e particulado.....	56
Tabela 15: Caracterização da carga nitrogenada .....	56
Tabela 16: Resumo da Caracterização do Afluente.....	57
Tabela 17: Considerações para os dados de 2011 .....	58
Tabela 18: Caracterização do afluente para calibração (1999-2000) ....	59
Tabela 19: Parâmetros de operação utilizados (1999-2000) .....	60
Tabela 20: Caracterização do afluente para calibração (1999-2000 – Verão).....	60
Tabela 21: Parâmetros de operação utilizados (1999-2000 - Verão) ....	61
Tabela 22: Caracterização do afluente para validação (2011).....	62
Tabela 23: Parâmetros de operação utilizados (2011).....	63
Tabela 24: Parâmetros do modelo ASM1 calibrados (1999-2000) .....	65
Tabela 25: Parâmetros do modelo ASM1 calibrados (1999-2000) e faixa usual .....	66
Tabela 26: Parâmetros de decantação utilizados (1999-2000) .....	66
Tabela 27: Resultado da calibração (1999-2000).....	67
Tabela 28: Parâmetros de decantação utilizados (1999-2000 – Verão). ....	68
Tabela 29: Resultado da calibração (Dados 1999-2000 - Verão).....	69
Tabela 30: Parâmetros do modelo ASM1 reavaliados (2011).....	70

Tabela 31: Parâmetros de decantação reavaliados (2011).....	70
Tabela 32: Resultado da validação após reavaliação dos parâmetros do modelo (2011).....	71
Tabela 33: Principais parâmetros do Cenário Base ou 0.....	73
Tabela 34: Resultados dos Cenários 1 a 4.....	74
Tabela 35: Resultados dos Cenários 5 a 8.....	76
Tabela 36: Resultados dos Cenários 9 a 12.....	78
Tabela 37: Resultados dos Cenários 13 e 14.....	81
Tabela 38: Resultados dos Cenários 15 a 18.....	83
Tabela 39: Resultado do Cenário 19 .....	85
Tabela 40: Resultado do Cenário 20 .....	87
Tabela 41: Resultado do Cenário 21 .....	88
Tabela 42: Resultados dos Cenários 22 e 23 .....	90
Tabela 43: Resultado do Cenário 24 .....	91
Tabela 44: Resultado do Cenário 25 .....	92

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	15
2.	OBJETIVOS .....	17
2.1.	Objetivo Geral .....	17
2.2.	Objetivos Específicos .....	17
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
3.1.	Esgoto Sanitário.....	18
3.2.	Estação de Tratamento de Esgotos .....	20
3.3.	Processo de Lodos Ativados .....	20
3.3.1.	Princípios de Funcionamento – Fluxo Contínuo .....	21
3.3.2.	Desnitrificação Biológica – Pré-desnitrificação .....	22
3.3.3.	Controle Operacional .....	23
3.3.4.	Balanço de Massa.....	26
3.4.	Legislação.....	28
3.5.	Modelagem de Processos de Lodos Ativados.....	30
3.5.2.	Software .....	32
3.5.3.	Exemplos de Aplicação.....	33
3.6.	O modelo ASM1 .....	34
3.6.1.	Componentes do Modelo.....	34
3.6.2.	Parâmetros .....	36
3.6.3.	Processos Presentes .....	38
3.6.4.	Análise de Sensibilidade .....	39
3.6.5.	Calibração.....	40
3.6.6.	Considerações, Restrições e Limitações.....	42
4.	METODOLOGIA .....	43
4.1.	Caracterização da ETE .....	43
4.2.	Modelagem .....	48
4.2.1.	Levantamento de Dados .....	48
4.2.2.	Estruturação do Modelo .....	51
4.2.3.	Caracterização do Afluente .....	53
4.2.4.	Calibração.....	58
4.2.5.	Validação.....	61
4.2.6.	Simulações .....	63
4.2.7.	Considerações.....	64
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	65
5.1.	Calibração.....	65
5.1.1.	Calibração – Dados 1999-2000 – Média Geral .....	65
5.1.2.	Calibração – Dados 1999-2000 - Verão .....	68
5.2.	Validação.....	69
5.2.1.	Validação – Dados de 2011 .....	69

5.3.	Resultados e discussão dos cenários propostos .....	72
5.3.1.	Cenário Base (Cenário 0) .....	72
5.3.2.	Cenários de Vazão e Concentração (1 a 12) .....	73
5.3.3.	Cenários de Operação (13 a 18) .....	80
5.3.4.	Cenários de Crise (19 a 21) .....	85
5.3.5.	Outros Cenários (22 a 25) .....	89
6.	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES .....	94
7.	REFERÊNCIAS .....	96
8.	APÊNDICE I .....	100
8.1.	Gráficos dos Resultados dos Cenários 1-26 .....	100
8.1.1.	Cenários de Vazão e Concentração (1 a 12) .....	100
8.1.2.	Cenários de Operação (13 a 18) .....	106
8.1.3.	Cenários de Crise (19 a 21) .....	109
8.1.4.	Outros Cenários (22 a 25) .....	110
9.	ANEXOS .....	113
9.1.	Anexo I – Matriz Do Modelo ASM1 .....	113

## 1. INTRODUÇÃO

O esgoto sanitário é uma fonte poluidora do ambiente. Por conta disso, o seu tratamento antes da disposição final é essencial para garantir boas condições sanitárias e promover a saúde de uma população.

Muitas estações de tratamento de esgoto (ETE) sanitário no Brasil e no mundo tem como base o processo de lodos ativados. Porém sem o devido controle e monitoramento, uma ETE pode não tratar os efluentes de maneira satisfatória.

Neste cenário da necessidade de um controle maior do sistema de lodos ativados e melhor entendê-lo para manter a qualidade do efluente, atendendo aos padrões previstos em legislação e promovendo a operação e construção de estações mais eficientes, iniciou-se o estudo da modelagem deste processo de tratamento de esgotos com lodos ativados.

Entre os modelos mais utilizados para descrever o tratamento de esgoto sanitário em estações com lodos ativados está o grupo chamado de *Activated Sludge Model* (ASM), proposto pela *International Water Association* (IWA).

Segundo Lisboa (2007), considera-se o modelo chamado de *Activated Sludge Model* Nº 1 (ASM1), apresentado por Henze *et al.* (1987), como um modelo padrão do processo de lodo ativado, sendo de grande aplicação na indústria e na academia.

Por conta disso, este modelo vem sendo utilizado para modelagem de diversas ETEs (WHITE & SMITH, 1998; NUHOGLU *et al.*, 2005). Portanto, procurou-se reproduzir um estudo semelhante ao se modelar um sistema de lodos ativados de uma ETE localizada na cidade de Florianópolis/SC.

Como toda a estação, a ETE modelada apresenta uma grande variação diária do efluente, principalmente em termos de vazão. Além disso, ao contrário da expectativa para uma estação localizada em região litorânea, a vazão no período de inverno é geralmente maior que a encontrada no verão.

Além disso, a população contribuinte a ETE vem crescendo nos últimos anos. Nesse projeto analisou-se a ETE em dois períodos através dos dados obtidos, nos anos de 1999-2000 e no ano de 2011. A vazão média afluente neste período sofreu um aumento de cerca de 40% e espera-se que ainda haja um aumento nos próximos anos. Por conta disso, a ETE prevê em seu projeto a construção de um novo tanque de aeração e um novo decantador.

Através desses fatos, avalia-se que a modelagem da ETE, temática desse estudo, pode ser de grande valia para uma verificação da

atual situação operacional do sistema e um critério para tomada de futuras decisões a cerca da estação.

Cada resultado obtido pela modelagem é uma representação da realidade do comportamento do sistema em funcionamento para uma determinada situação. Sendo assim, através dos resultados é possível buscar a otimização da operação e projeto da estação.



## **2. OBJETIVOS**

Os objetivos deste trabalho são:

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar o comportamento do sistema de lodos ativados da ETE através do modelo matemático ASM1, sob diferentes condições de operação.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Estruturar o modelo ASM1 ao reator de lodos ativados da ETE;
- Calibrar e validar o modelo através dos dados de monitoramento do sistema;
- Analisar cenários de simulação da ETE em situações especiais de operação.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Neste item serão apresentados conceitos relevantes para o estudo a fim de se obter um melhor entendimento da temática abordada.

A revisão bibliográfica irá seguir a seguinte sequência. Primeiro serão apresentados conceitos básicos de esgoto sanitário e estação de tratamento de esgoto com a finalidade de apresentar um embasamento teórico básico e situar o trabalho num contexto geral. Após serão apresentados conceitos e informações sobre o processo de lodos ativados que serão utilizados neste trabalho, como os princípios de funcionamento, o controle operacional do sistema e o balanço de massa. Além disso, apresentar-se-ão as principais legislações pertinentes para uma ETE.

Com esta base teórica, é então feita uma revisão bibliográfica sobre a modelagem de sistemas de lodos ativados, com a apresentação de exemplos de aplicação e uma descrição sucinta do modelo utilizado para este projeto, o modelo ASM1.

#### **3.1. Esgoto Sanitário**

O esgoto sanitário, ou doméstico, é definido por Metcalf & Eddy (2003) como sendo o efluente advindo de residências, estabelecimentos comerciais, institucionais e similares.

Segundo Von Sperling (2005), a característica dos esgotos é função dos usos à qual a água foi submetida. Este uso está ligado às condições econômicas e hábitos da população, ao clima e situação social.

As características físico-químicas típicas dos esgotos domésticos brasileiros são apresentadas na Tabela 1. Estes parâmetros são também os de maior importância para o estudo e projeto de sistemas destinados a amenização do potencial poluidor do esgoto sanitário.

**Tabela 1:** Características físico-químicas dos esgotos sanitários (VON SPERLING, 2005)

Parâmetro	CPC (g·hab <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> )		Concentração (mg·L <sup>-1</sup> )	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
Sólidos totais	120-220	180	700-1350	1000
- Em suspensão	35-70	60	200-450	400
Fixos	7-14	10	40-100	80
Voláteis	25-60	50	165-350	320
- Dissolvidos	85-150	120	500-900	700
Fixos	50-90	70	300-550	400
Voláteis	35-60	50	200-350	300
- Sedimentáveis	-	-	10-20	15
Matéria Orgânica				
- DBO <sub>5</sub>	40-60	50	200-500	350
- DQO	80-130	100	400-800	700
- DBO <sub>u</sub>	60-90	75	350-600	500
Nitrogênio total	6.0-112.0	8.0	35-70	50
- Nitrogênio orgânico	2.50-5.0	3.5	15-30	20
- Amônia	3.5-7.0	4.5	20-40	30
- Nitrito	~0	~0	~0	~0
- Nitrato	0.0-0.5	~0	0-2	~0
Fósforo	1.0-4.5	2.5	5-25	14
- Fósforo orgânico	0.3-1.5	0.8	2-8	4
- Fósforo inorgânico	0.7-3.0	1.7	4-17	10
pH	-	-	6.7-7.5	7.0
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	20-30	25	20-50	35
Cloretos	4-8	6	20-50	35
Óleos e graxas	10-30	20	55-170	110

### 3.2. Estação de Tratamento de Esgotos

A estação de tratamento de esgotos (ETE) é o local onde ocorre o tratamento do esgoto sanitário doméstico com o objetivo de proteger o ambiente.

A remoção dos poluentes no tratamento, de forma a adequar o efluente a uma qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente está associada aos conceitos de nível de tratamento e eficiência de tratamento (VON SPERLING, 2005).

Metcalf & Eddy (2003) classifica o nível de tratamento como:

- Preliminar: Remove materiais grosseiros e areia que podem causar problemas para os equipamentos ou durante a operação da estação.
- Primário: Remove uma porção dos sólidos em suspensão e da matéria orgânica afluyente.
- Primário Avançado: Remove sólidos em suspensão e matéria orgânica de maneira avançada, geralmente com a adição de produtos químicos ou filtração.
- Secundário: Remove a matéria orgânica biodegradável solúvel e particulada, além dos sólidos em suspensão.
- Secundário com remoção de nutrientes: Remove compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos em suspensão e nutrientes.
- Terciário: Remove de maneira avançada os sólidos em suspensão, usualmente através de filtração. Além disso, a desinfecção é geralmente uma parte do tratamento terciário.
- Avançado: Remove materiais dissolvidos e em suspensão que não são removidos pelo tratamento biológico secundário.

A definição do nível de tratamento de esgotos de uma determinada ETE está associada ao maior nível existente na estação (VON SPERLING, 2005).

### 3.3. Processo de Lodos Ativados

Segundo publicado no (PROSAB, 2001), o sistema de lodos ativados é largamente utilizado pelo mundo, tanto para o tratamento de esgotos sanitários como em sistemas industriais, obtendo-se uma qualidade do efluente bastante alta. Apesar disso, uma ETE com o processo de lodos ativados requer um elevado grau de mecanização, o que resulta em uma operação mais sofisticada e um consumo de energia elétrica elevado.

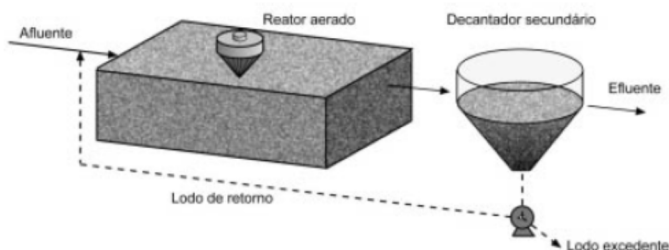
As variantes do sistema de lodos ativados são:

- Lodos ativados convencional (fluxo contínuo)
- Lodos ativados aeração prolongada (fluxo contínuo)
- Lodos ativados em batelada (fluxo intermitente)

### 3.3.1. Princípios de Funcionamento – Fluxo Contínuo

Os seguintes itens são partes integrantes e a essência de qualquer sistema de lodos ativados de fluxo contínuo (Figura 1):

- Tanque de aeração (reator)
- Tanque de sedimentação (decantador secundário)
- Recirculação de lodo
- Retirada de lodo excedente



**Figura 1:** Esquema do processo de lodos ativados em fluxo contínuo (PROSAB, 2001)

#### 3.3.1.1. Reator Aerado

O tanque de aeração é o local onde ocorre a maior parte das reações biológicas. Através da introdução de oxigênio na mistura de esgoto bruto e lodo recirculado, há uma elevação do oxigênio dissolvido, favorecendo a presença de bactérias aeróbias e ocorrendo as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo.

O tanque de aeração é também o local que recebe a linha de recirculação de lodo a fim de se obter uma elevada concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração.

É esta maior permanência dos sólidos no sistema que garante a elevada eficiência dos sistemas de lodos ativados, já que a biomassa tem

tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (PROSAB, 2001).

Além disso, é possível a remoção de nutrientes em sistemas de lodos ativados projetados para tal fim. A nitrificação ocorre no reator aerado, sendo que a desnitrificação ocorre em um tanque anóxico, além da assimilação do fosfato, previamente liberado em condições anaeróbias.

### **3.3.1.2. Decantador**

No decantador, através da força gravitacional, os flocos formados nos tanques de aeração irão sedimentar-se no fundo. Posteriormente estes flocos serão levados ao sistema novamente através da linha de recirculação do lodo.

O decantador é uma parte fundamental do processo de lodos ativados, pois é a etapa onde ocorre a saída do efluente clarificado. Portanto, uma correta operação deste é essencial para garantir uma boa qualidade do efluente.

### **3.3.1.3. Recirculação de Lodo**

A recirculação de lodo é uma parte essencial do sistema de lodos ativados, pois através dela é possível obter-se uma elevada concentração de sólidos no reator e uma idade do lodo maior que o tempo de detenção hidráulica.

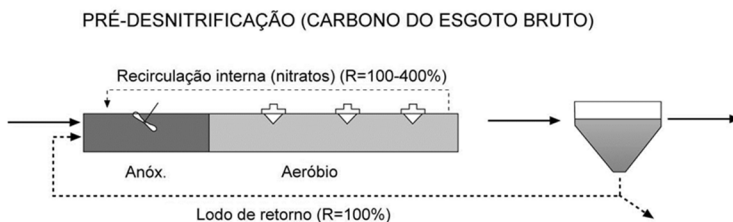
### **3.3.1.4. Retirada do Lodo Excedente**

Para manter o sistema em equilíbrio, é necessário que se retire aproximadamente a mesma quantidade de biomassa que é aumentada por reprodução. Este é, portanto, o lodo biológico excedente, que pode ser extraído diretamente do reator ou da linha de recirculação (PROSAB, 2001).

## **3.3.2. Desnitrificação Biológica – Pré-desnitrificação**

O sistema de lodos ativados para remoção biológica de nitrogênio baseado na configuração de pré-desnitrificação é composto por uma zona anóxica antecedendo a zona aerada do reator (Figura 2). Nesta

configuração, os nitratos gerados na zona aerada são retornados à zona anóxica através de uma linha de recirculação interna e do retorno do lodo ativado do decantador. “Na zona anóxica os nitratos são convertidos a nitrogênio gasoso, escapando para a atmosfera” (VON SPERLING, 1997). Porém, em alguns casos essa desnitrificação não é completa, gerando assim produtos intermediários como o óxido nitroso ( $N_2O$ ).



**Figura 2:** Esquema do sistema de Lodos Ativados Pré-Desnitrificação (PROSAB, 2001)

Conforme Von Sperling (1997), algumas das vantagens do arranjo de lodos ativados com pré-desnitrificação são:

- Redução do consumo de oxigênio, já que parte da matéria orgânica é estabilizada na zona anóxica.
- Não há a necessidade de um tanque de reaeração como em outros arranjos para desnitrificação (pós-desnitrificação por exemplo).

Já a principal desvantagem é a necessidade de elevadas razões de recirculação para obterem-se elevadas eficiências de desnitrificação.

### 3.3.3. Controle Operacional

Segundo Von Sperling (1997), os principais objetivos da implementação do controle operacional em uma estação de tratamento de esgotos podem ser:

- Produzir um efluente final com uma qualidade tal que satisfaça os padrões de lançamento;
- Reduzir a variabilidade da qualidade do efluente;
- Evitar grandes falhas do processo;
- Reduzir custos de operação;

- Aumentar a capacidade de tratamento sem a expansão física do sistema;
- Implementar uma operação com eficiência variável, de forma a acomodar variações sazonais;
- Reduzir as necessidades de mão de obra;
- Permitir uma partida mais rápida.

Devido a grande variabilidade das cargas afluentes em uma estação de tratamento de esgotos o controle operacional passa a ser bastante importante. A seguir serão descritas as principais formas de controle de um sistema de lodos ativados.

### **3.3.3.1. Controle do Oxigênio Dissolvido**

Procura-se manter os níveis de oxigênio dissolvido aos níveis ideais, geralmente entre  $1,5 - 2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Segundo Metcalf & Eddy (2003), níveis muito baixos de oxigênio dissolvido podem trazer a predominância de microrganismos filamentosos, prejudicando a decantação. Já níveis muito altos trazem um custo de aeração muito elevado.

### **3.3.3.2. Controle dos Sólidos**

As duas principais variáveis para o controle dos sólidos no reator de lodos ativados são:

- Vazão de recirculação ( $Q_r$ ): Controla o balanço de massa entre a massa de Sólidos em Suspensão (SS) no reator e nos decantadores secundários (VON SPERLING, 1997). Estratégias comumente utilizadas são:  $Q_r$  constante,  $Q_r$  proporcional a vazão afluente,  $Q_r$  função do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) e  $Q_r$  função do nível da manta de lodos nos decantadores secundários.
- Vazão de retirada do lodo excedente ( $Q_{ex}$ ): Controla a massa total de SS no sistema (VON SPERLING, 1997).

De acordo com Von Sperling (1997) os principais métodos de controle de sólidos utilizados em ETEs são:

- Controle de Sólidos em Suspensão no Tanque de Aeração (SSTA)



O objetivo deste método de controle é manter o nível de sólidos em suspensão no tanque de aeração constante, já que usualmente ao se manter esta concentração constante em níveis adequados obtém-se uma boa qualidade do efluente.

Geralmente a variável de controle utilizada neste método é a vazão de retirada do lodo excedente, já que esta é a variável que controla a massa total de SS no sistema.

➤ Controle da carga de lodo (relação A/M)

Neste método de controle, objetiva-se manter a relação alimento/microrganismo constante, obtendo-se assim uma uniforme remoção do substrato.

O procedimento para se controlar A/M é o de ajustar a concentração de sólidos X (por manipulação da vazão de recirculação ou da vazão de retirada do lodo excedente) em função da carga afluyente de substrato, de forma a manter A/M constante (VON SPERLING, 1997). A Equação 1 demonstra as variáveis envolvidas na relação alimento/microrganismo.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X} \quad (\text{Eq. 1})$$

A/M: Relação alimento/microrganismo ( $\text{d}^{-1}$ ); Q: Vazão afluyente ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $S_0$ : Concentração de substrato afluyente ( $\text{DBO}_5$  ou DQO) ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ); X: Concentração de biomassa ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ); V: Volume do reator ( $\text{m}^3$ )

➤ Controle da idade do lodo

Objetiva-se manter a idade do lodo, que expressa o tempo médio que uma célula biológica permanece no sistema (VON SPERLING, 1997), através do controle da vazão de retirada do lodo excedente.

A idade do lodo é expressa pela Equação 2:

$$\theta_c = \frac{V \cdot X_v}{Q_{\text{exd}} \cdot X_{\text{vr}}} \quad (\text{Eq. 2})$$

$\theta_c$ : Idade do lodo (dias); V: Volume do reator ( $\text{m}^3$ );  $X_v$ : Concentração de sólidos em suspensão voláteis no tanque de aeração ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ );  $Q_{\text{exd}}$ : Vazão de retirada de lodo do sistema ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $X_{\text{vr}}$ : Concentração de sólidos em suspensão voláteis no lodo ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

Outro método de controle, citado por Metcalf & Eddy (2003), é o controle pelo IVL, onde a razão de recirculação do sistema é controlada pela Equação 3. O IVL representa o volume ocupado por um grama de sólidos em suspensão no tanque de aeração.

$$Qr = \frac{100}{\left[\left(\frac{100}{Pw.IVL}\right) - 1\right]} \quad (\text{Eq. 3})$$

Qr: Razão de recirculação; Pw: SSTA expresso em porcentagem; IVL: Índice volumétrico de lodo ( $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ )

Observa-se nestes métodos de controle dos sólidos no sistema, a manipulação de somente uma das variáveis de controle, o lodo recirculado ou o lodo descartado. Em cada um dos métodos também é constatado uma grande quantidade de problemas acarretados pela determinada forma de controle utilizada.

Von Sperling (1997) acredita que um controle integrado do sistema através da atuação simultânea das variáveis Qr e Qex e considerando as interações entre reator e decantador secundário são algumas das características essenciais para uma estratégia de controle mais apurada a ser adotada.

### 3.3.4. Balanço de Massa

Segundo Meijer *et al.* (2002), um modelo depende de dados coletados e medidos do processo real. Levando em consideração que as análises nem sempre são 100% confiáveis, os balanços de massa nunca fecham perfeitamente, enquanto no modelo matemático sim. Em geral, calibrar um modelo a uma série de dados errônea levará a resultados equivocados. Portanto, é essencial checar os dados para erros e inconsistências.

O balanço de massa, portanto, é uma das possíveis ferramentas para analisar os dados antes de se proceder com a modelagem e calibração do sistema.

Hulsbeek *et al.* (2002) apresenta uma série de balanços de massa que podem ser utilizados como ferramentas para verificação dos dados a serem utilizados em sistemas de lodos ativados.

- Com o balanço de massa de sólidos (Equação 4) é possível checar vazões ou calculá-las quando estas não foram determinadas.

$$G = \frac{((Q_r \cdot G_r) + (Q_a \cdot G_a))}{Q_r + Q_a} \quad (\text{Eq. 4})$$

$G$ : SSTA ( $\text{kg SSTA} \cdot \text{m}^{-3}$ );  $Q_r$ : Vazão de recirculação ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Q_a$ : Vazão afluente ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $G_r$ : Sólidos em suspensão na linha de recirculação ( $\text{kg SS} \cdot \text{m}^{-3}$ );  $G_a$ : Sólidos em suspensão afluente ( $\text{kg SS} \cdot \text{m}^{-3}$ )

- O balanço de massa do nitrogênio é dado pela Equação 5:

$$Na = Ne + Ns + Nd \quad (\text{Eq. 5})$$

$Na$ : Nitrogênio total afluente ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Ne$ : Nitrogênio total efluente ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Ns$ : Nitrogênio no lodo em excesso ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Nd$ : Nitrogênio desnitrificado ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ )

- Para nitrificação, o balanço de massa é dado pela Equação 6:

$$NTKa = NTKe + Ns + Nn \quad (\text{Eq. 6})$$

$NTKa$ : Nitrogênio K total afluente;  $NTKe$ : Nitrogênio K total efluente;  $Nn$ : Carga de nitrogênio total nitrificado;  $Ns$ : Nitrogênio no lodo em excesso ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ )

- O balanço de massa de DQO é dado pela Equação 7:

$$DQOa = DQOe + TTO + (Nd \cdot 2,86) + (Qs \cdot SSV \cdot 1,42) - (4,56 \cdot Nn) \quad (\text{Eq. 7})$$

$DQOa$ : Carga de DQO afluente ( $\text{kg O}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $DQOe$ : Carga de DQO efluente ( $\text{kg O}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $TTO$ : Taxa de transferência de oxigênio ( $\text{kg O}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Nd$ : Nitrogênio desnitrificado ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $Qs$ : Vazão de retirada do lodo excedente ( $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ );  $SSVs$ : Sólidos em suspensão voláteis no lodo em excesso;  $Nn$ : Carga de nitrogênio total nitrificado

Com o  $TTO$  obtido é possível se verificar a eficiência do sistema de aeração da estação  $\text{kg O}_2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ , detectar possíveis erros, ou utilizar este dado durante a descrição do processo de aeração no modelo.

Outros balanços de massa podem ser criados a fim de verificar os dados obtidos.

### 3.4. Legislação

Segundo a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, em seu artigo de nº 3:

Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis (CONAMA, 2011).

O esgoto sanitário e o efluente de uma ETE são considerados uma fonte poluidora, sendo, portanto, necessário o tratamento e o atendimento as normas relativas ao padrão de lançamento de efluentes.

No Brasil e no Estado de Santa Catarina especificamente, as legislações pertinentes ao lançamento de efluentes são:

- **Resolução CONAMA nº 357/2005:** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- **Resolução CONAMA nº 430/2011:** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
- **Lei Estadual nº 14675/2009:** Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

A Tabela 2 apresenta os limites dos principais padrões de lançamento de efluentes de interesse para sistemas de tratamento de esgoto sanitário presentes nas normativas acima.

**Tabela 2:** Limites previstos nas principais legislações brasileiras para sistemas de esgoto sanitário.

<b>Legislação</b>	<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>Nitrogênio Amoniacal Total<sup>1</sup></b>	<b>Fósforo Total<sup>2</sup></b>
CONAMA n° 357/2005	-	20 mg·L <sup>-1</sup>	-
CONAMA n° 430/2011	120 mg·L <sup>-1</sup> ou 60% eficiência	-	-
Lei Estadual n° 14675/2009 (SC)	60 mg·L <sup>-1</sup> ou 80% eficiência	-	4 mg·L <sup>-1</sup>

A Resolução CONAMA n° 430/2011 traz também condições mais restritivas que podem ser aplicáveis ao sistema de tratamento de esgotos sanitários a critério do órgão ambiental competente, porém o limite de 20 mg·L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal total, que poderia ser utilizado ao se utilizar esta condição, não pode ser exigido pelo órgão ambiental.

Fazendo uma análise das duas legislações com relação aos principais parâmetros para efluentes de ETEs, observa-se que a legislação federal é menos restritiva que a legislação estadual. No caso do parâmetro DBO<sub>5</sub>, um dos mais importantes para os efluentes sanitários, a legislação federal do CONAMA obriga uma eficiência de tratamento de 60% ou concentração de DBO<sub>5</sub> menor que 120 mg·L<sup>-1</sup>, já a legislação estadual pede por uma eficiência de 80% ou concentração de DBO<sub>5</sub> de 60 mg·L<sup>-1</sup>.

Além disso, ambas citam a necessidade de não descaracterizar o corpo de água segundo seu enquadramento. A Resolução CONAMA n° 357/2005 é a legislação que traz as características dos corpos hídricos segundo sua classe.

Outro ponto importante a se ressaltar, é a não obrigatoriedade da remoção de nitrogênio amoniacal em sistemas de tratamento de esgotos. Apesar de não haver um valor limite para este parâmetro, há uma ressalva da máxima concentração de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato no corpo hídrico com respeito a sua classe da Resolução CONAMA n° 357/2005.

<sup>1</sup> Alterado pela Resolução CONAMA n° 430/2011

<sup>2</sup> Segundo o Art. 177, item V, o limite de 4 mg·L<sup>-1</sup> é somente exigido quando o lançamento do efluente se dá em trechos de lagoas, lagunas e estuários.

### 3.5. Modelagem de Processos de Lodos Ativados

Apesar da aparente flexibilização da legislação nacional com relação ao tratamento de efluentes sanitários, conforme observado na legislação CONAMA nº 430, a tendência mundial é de parâmetros de lançamento de efluentes cada vez mais restritivos e exigindo a remoção de nutrientes. Essa tendência levou a necessidade de um maior entendimento do processo de tratamento de lodos ativados através da utilização de modelos matemáticos e também a se ter um maior controle deste processo.

Segundo Gernaey *et al.* (2004), a modelagem de uma estação de tratamento de esgotos (incluindo nisto a modelagem de processos de lodos ativados) pode ter três objetivos principais:

- **Aprendizado:** Objetiva-se um melhor entendimento do usuário, como que variáveis estão envolvidas no processo de funcionamento, etc. Os autores citam um estudo de caso em que se utilizando da modelagem de um sistema de lodos ativados foi possível confirmar um achado experimental. Através das simulações, concluiu-se que com o uso de aeração intermitente, evitando o excesso de oxigênio dissolvido no tanque de aeração, era possível não somente uma redução nos gastos energéticos, mas também aumentar a capacidade de nitrificação da ETE.
- **Projeto e dimensionamento:** Durante a fase de concepção de um sistema de tratamento de esgotos, a modelagem e estudo das diversas alternativas de tratamento podem ser de grande valia para um profissional que esteja dimensionando um novo sistema. Além disso, o uso de modelos simplifica esta etapa, pois não é necessária a criação de rotinas de cálculo e estudo aprofundado das equações que regem um sistema. Apesar das facilidades apresentadas, Sedran *et al.* (2006) levantam os perigos do uso de programas para o dimensionamento de sistemas de lodos ativados sem uma correta calibração e conhecimentos. Ao testar diversos programas diretamente, sem qualquer tipo de avaliação, foram obtidos resultados de volumes de tanque de aeração até duas vezes maiores do que outro modelo previa para uma mesma qualidade de efluente tratado.
- **Otimização do processo:** O uso da modelagem para otimização do processo pode ser usada para dois contextos diferentes.

Otimização *off-line* seria a aplicação de modelos para encontrar uma maneira ideal de como proceder com a operação de uma ETE e obter determinadas eficiências. Num esquema de otimização *on-line*, simulações são utilizadas em tempo real, através de um sistema de controle geral da estação de tratamento, para adequar o sistema as necessidades momentâneas.

A IWA propõe um grupo de modelos denominado de *Activated Sludge Model* (ASM) que têm sido provados serem ótimas ferramentas para a modelagem da oxidação do carbono, nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (HENZE *et al.*, 2000, *apud* NUHOGLU *et al.*, 2005). A seguir serão apresentados estes modelos para processos de lodos ativados.

### 3.5.1.1. ASM1

O modelo chamado de *Activated Sludge Model* N° 1, ASM1, foi proposto em 1987 pela IAWQ – International Water Quality Association, hoje chamada de IWA, sendo o primeiro modelo desta série de modelos para o processo de lodos ativados, que incluem os modelos ASM1, ASM2, ASM3, entre outras variantes destes. Apesar de ser o primeiro, o modelo ASM1 é o modelo mais conhecido e mais bem aceito entre pesquisadores e usuários (NUHOGLU *et al.*, 2005).

O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de substâncias orgânicas e compostos nitrogenados pelos microorganismos, relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo (LISBONA, 2007).

### 3.5.1.2. ASM2

Oito anos depois, em 1995, foi lançado o modelo *Activated Sludge Model No.2* (ASM2), este modelo ampliou algumas funções do modelo ASM1, nele é descrito a remoção biológica de fósforo com as reações aeróbicas, anóxicas e anaeróbias envolvidas (METCALF & EDDY, 2003). Além disso, é também descrita a remoção química do fósforo via precipitação.

Foi desenvolvido também o modelo ASM2d, que adiciona a atividade desnitrificante dos organismos que acumulam fosfato (HENZE *et al.*, 2000 *apud* LISBONA, 2007).

### 3.5.1.3. ASM3

O modelo *Activated Sludge Model No.3* (ASM3) foi publicado em 2000 e tem como objetivo principal modelar a remoção biológica de nitrogênio. Segundo Marquot (2006), apesar do modelo ASM3 não ter sido criado com a finalidade de substituir o modelo ASM1, ele inclui diversas modificações baseadas em pesquisas recentes (por exemplo, o conceito de estocagem do substrato). Porém, espera-se ainda a melhoria dos modelos atualmente publicados.

### 3.5.2. Software

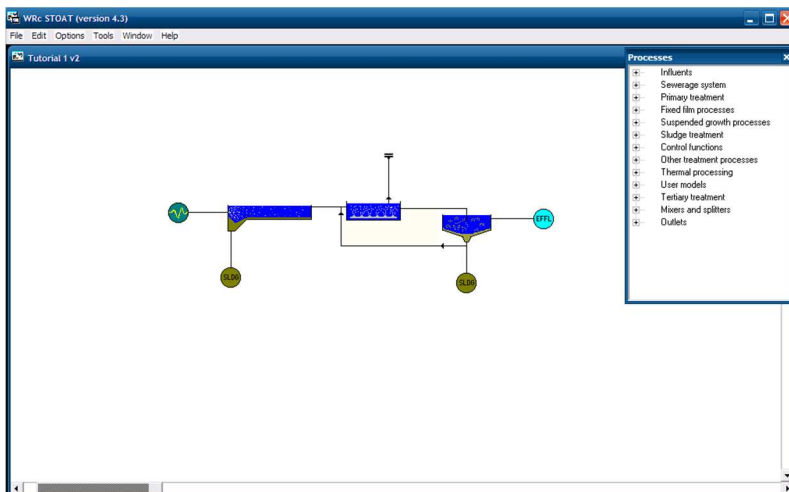
Para proceder com a modelagem e estudo do sistema de lodos ativados de uma estação de tratamento de esgotos, é necessário a utilização de um software que tenha dentro de si as equações e componentes do modelo ASM1 e uma área gráfica para representar sistema que está sendo modelado. Este software deve, portanto, permitir a entrada de dados, simular o sistema e trazer os resultados das simulações.

Diversos softwares trazem consigo a série de modelos ASM, dentre eles pode-se citar: AQUASIM, BioWin, EFOR, GPS-X, SIMBA, STOAT e WEST (GERNAEY *et al.*, 2004). Para este estudo, o software utilizado foi o WRc STOAT pelos seguintes motivos:

- Distribuição livre e sem custos;
- Presença de diversos modelos em sua constituição, incluindo o modelo da IWA ASM1;
- Reconhecimento por outros pesquisadores da eficácia do programa em simulações de sistemas de lodos ativados;
- Interface simples e com a presença de diversos tópicos de ajuda para iniciantes.

A Figura 3 apresenta a interface do programa WRc STOAT:



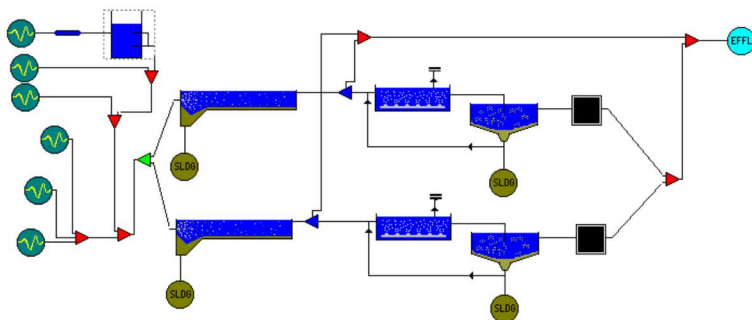


**Figura 3:** Interface do programa WRc STOAT

### 3.5.3. Exemplos de Aplicação

A modelagem de sistemas de lodos ativados é amplamente utilizada tanto no meio acadêmico quanto por profissionais da área. Alguns dos exemplos de aplicação da modelagem são apresentados por White & Smith (1998), Nuhoglu *et al.* (2005) e Sochacki *et al.* (2009) na Turquia, Estados Unidos e Itália respectivamente.

White & Smith (1998) calibraram um modelo a estação de tratamento de esgotos de Delaware (*CCMUA Delaware No. 1 Water Pollution Control Facility*) (Figura 4). Com o modelo calibrado, foi estudada a opção do uso de ar para aeração ao invés do sistema atual de aeração por oxigênio puro a 90%. Segundo os autores, uma modelagem dinâmica possibilita a criação de inúmeros cenários de estudo, desde mudanças no processo como na operação do sistema, simulando os efeitos no desempenho do sistema.



**Figura 4:** Fluxograma de modelagem da CCMUA Delaware No. 1 WPCF no programa STOAT (WHITE & SMITH, 1998)

Nuhoglu *et al.* (2005) utilizaram o modelo ASM1 para modelar a estação de tratamento de esgotos da cidade de Erzincan, no leste da Turquia. Neste estudo foram obtidos valores adequados aos reais para a concentração de matéria carbonácea efluente, nitrogênio e sólidos após a calibração de quatro parâmetros do modelo.

Sochacki *et al.* (2009) levantaram a possibilidade da modelagem e simulação de uma ETE para esgotos sanitários municipais com uma série limitada de dados. Utilizando-se somente dados de operação diários comuns a maioria das estações, procedeu-se a modelagem e calibração do modelo ASM1 a ETE da cidade de Verona na Itália. Com os resultados deste trabalho, conclui-se que com uma quantidade limitada de dados foi possível modelar e simular a performance da estação de estudo com uma precisão satisfatória.

### 3.6. O modelo ASM1

A seguinte descrição do modelo ASM1 é baseada nas informações apresentadas por Jeppsson (1996), Henze *et al.* (2000), Marquot (2006), Lisbona (2007), e de outras publicações na área de modelagem com o modelo citado.

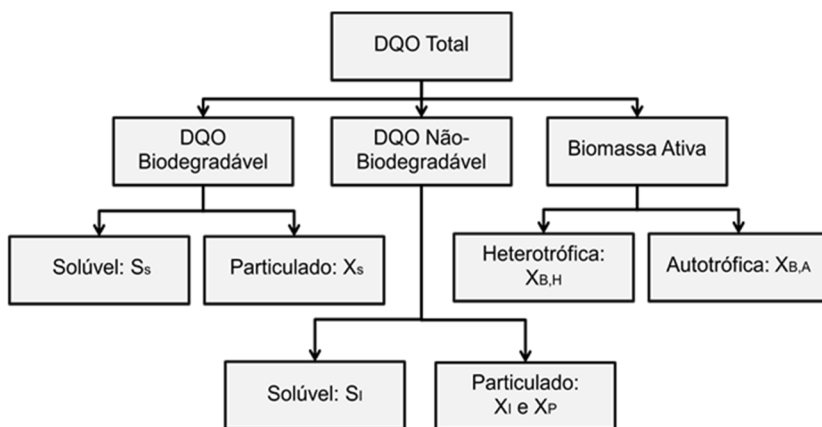
#### 3.6.1. Componentes do Modelo

Os componentes do modelo matemático ASM1 são:

$S_I$  e  $X_I$ : Material orgânico solúvel inerte e material orgânico particulado inerte, respectivamente.

$S_s$ : Substrato prontamente biodegradável.  
 $X_s$ : Substrato lentamente biodegradável.  
 $X_{B,H}$  e  $X_{B,A}$ : Biomassa heterotrófica e biomassa autotrófica.  
 $X_p$ : Produtos particulados originados pelo decaimento da biomassa.  
 $S_{NO}$ : Nitrogênio na forma de nitrito e nitrato.  
 $S_{NH}$ : Nitrogênio na forma  $NH_4^+$  e  $NH_3$ .  
 $S_{ND}$ : Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável.  
 $X_{ND}$ : Nitrogênio orgânico particulado biodegradável.  
 $S_o$ : Concentração de oxigênio dissolvido no reator ( $mg \cdot L^{-1}$ ).  
 $S_{ALK}$ : Alcalinidade (molar).

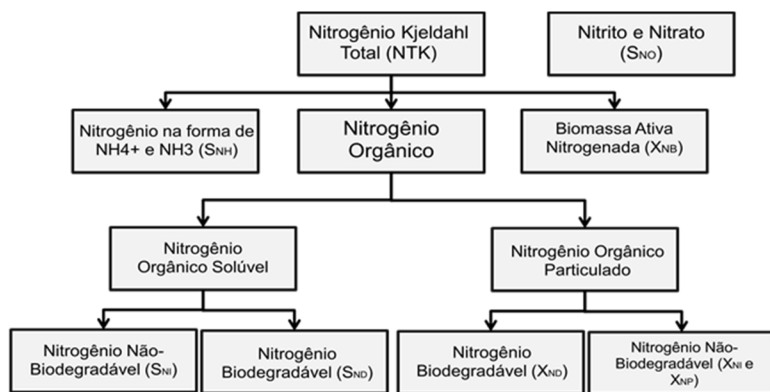
Na Figura 5 é apresentada a divisão da matéria carbonácea em DQO do modelo ASM1 em DQO biodegradável, não biodegradável e biomassa.



**Figura 5:** Caracterização do efluente no modelo ASM1 segundo a matéria carbonácea (Adaptado de JEPPSSON, 1996)

A Figura 6 apresenta uma divisão do material nitrogenado do esgoto sanitário tendo como base no Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK). Os componentes  $X_{NP}$  e  $X_{NI}$ , apesar de serem facilmente calculados não estão presentes no modelo ASM1, além disso o componente  $S_{NI}$  também não é modelado. A biomassa ativa nitrogenada ( $X_{NB}$ ) é incluída no modelo somente na idéia de que o decaimento da biomassa irá levar a produção de nitrogênio orgânico biodegradável (JEPPSSON, 1996). Já

os parâmetros nitrato e nitrato são combinados a somente uma variável ( $S_{NO}$ ) a fim de simplificar o modelo.



**Figura 6:** Caracterização do esgoto sanitário para componentes nitrogenados (Adaptado de JEPSSON, 1996)

### 3.6.2. Parâmetros

A Tabela 3 apresenta os parâmetros estequiométricos e cinéticos presentes no modelo ASM1 com seus valores usuais.

**Tabela 3:** Parâmetros cinéticos e estequiométricos do modelo ASM1. (HENZE *et al.*, 2000; HULSBEEK *et al.*, 2002; NUHOGLU *et al.*, 2005; LISBONA, 2007)

Símbolo	Descrição	Valor Usual	Faixa	Unidade
$Y_H$	Rendimento heterotrófico	0,67	0,46-0,69	$\text{gDQO} \cdot \text{gDQO}^{-1}$
$Y_A$	Rendimento autotrófico	0,24	0,07-0,28	$\text{gDQO} \cdot \text{gN}^{-1}$
$i_{xb}$	Massa de N/massa DQO na biomassa	0,086	-	$\text{gN} \cdot \text{gDQO}^{-1}$
$i_{xp}$	Massa de N/massa em DQO de produto de biomassa	0,06	0,02-0,1	$\text{gN} \cdot \text{gDQO}^{-1}$
$f_p$	Fração de biomassa que resulta em produtos particulados	0,08	0,08-1	Adimensional

$\mu_h$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	6	3,0-13,2	dia <sup>-1</sup>
K <sub>s</sub>	Coefficiente de saturação para organismos heterotróficos	30	10-180	gDQO·m <sup>-3</sup>
K <sub>OH</sub>	Coefficiente de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos	0,2	0,01-0,20	gO <sub>2</sub> ·m <sup>-3</sup>
K <sub>NO</sub>	Coefficiente de saturação/inibição para nitrato	0,5	-	gNO <sub>3</sub> -N·m <sup>-3</sup>
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,62	0,05-1,6	dia <sup>-1</sup>
$b_A$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0,15	0,05-0,15	dia <sup>-1</sup>
$\eta_g$	Fator de correção para $\mu_H$ sob condições anóxicas	0,8	0,6-1,0	Adimensional
$\eta_h$	Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas	0,4	-	Adimensional
$k_h$	Máxima taxa específica de hidrólise	3,0	1,0-3,0	dia <sup>-1</sup>
K <sub>x</sub>	Coefficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	0,03	0,01-0,03	gDQO·gDQO <sup>-1</sup>
$\mu_a$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,8	0,34-0,8	dia <sup>-1</sup>
K <sub>NH4</sub>	Coefficiente de saturação de amônia	1,0	-	gNH <sub>4</sub> -N·m <sup>-3</sup>
K <sub>OA</sub>	Coefficiente de saturação de oxigênio para organismos autotróficos	0,4	-	gO <sub>2</sub> ·m <sup>-3</sup>
$k_a$	Taxa específica de amonificação	0,08 (20°C)	-	m <sup>3</sup> DQO·g <sup>-1</sup> ·dia <sup>-1</sup>

### 3.6.3. Processos Presentes

Os processos incorporados no modelo ASM1 são:

- **Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica:** Este é o principal processo responsável pela remoção de DQO e produção de biomassa. O consumo de substratos solúveis traz o crescimento da biomassa e resulta na produção de biomassa heterotrófica, associado também ao consumo de oxigênio. O nitrogênio na forma de amônia é retirado da solução e incorporado na massa celular (LISBONA, 2007). As concentrações de  $S_s$  e  $S_o$  podem ser limitantes na taxa de crescimento deste processo (JEPPSSON, 1996).
- **Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica:** Na falta de oxigênio, os organismos heterotróficos utilizam o nitrogênio como aceptor final de elétrons e  $S_s$  como substrato. Este processo irá acarretar a produção de biomassa heterotrófica e gás nitrogênio (desnitrificação). Sob condições anóxicas, a taxa máxima de remoção de substrato é inferior à taxa de remoção sob condições de aerobiose (LISBONA, 2007).
- **Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica:** Neste processo a biomassa autotrófica converte nitrogênio em forma de amônia em nitratos. Esta reação é na verdade uma reação em duas etapas, porém para simplificar a modelagem é considerada somente uma etapa (MARQUOT, 2007). Além disso, a influência do pH neste processo não está presente neste modelo.
- **Decaimento da biomassa heterotrófica:** O modelo ASM1 usa o conceito de morte-regeneração neste processo. Os microorganismos morrem a certa taxa e a porção do material é considerada não-biodegradável e é adicionada à fração  $X_p$ . O restante é adicionado ao substrato lentamente biodegradável. O nitrogênio orgânico associado com o substrato levemente biodegradável ( $X_s$ ) se torna disponível como nitrogênio orgânico particulado. Não há perdas de DQO e nenhum aceptor de elétrons é utilizado. Este processo acontece a taxas constantes independentemente das condições serem anóxicas, anaeróbias ou aeróbias (JEPPSSON, 1996).
- **Decaimento da biomassa autotrófica:** É modelado da mesma maneira que o descrito no ponto anterior (decaimento da biomassa heterotrófica).

- **Conversão do nitrogênio orgânico solúvel em nitrogênio amoniacal:** Este processo tem como base a necessidade da existência de nitrogênio solúvel biodegradável que necessita de uma etapa de amonificação antes de estar disponível para a biomassa como amônia.
- **Hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável:** A degradação da matéria orgânica lentamente biodegradável é modelada a uma taxa de primeiro ordem em relação a biomassa heterotrófica presente. A taxa é dependente do acceptor de elétrons e ocorre a saturação quando a quantidade de substrato no floco é maior em proporção que a biomassa ativa presente (LISBONA, 2007).
- **Hidrólise do nitrogênio orgânico biodegradável:** Nitrogênio orgânico biodegradável particulado é quebrado a nitrogênio orgânico solúvel a uma taxa definida pela reação de hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável, citado acima (JEPPSSON, 1996).

O Anexo I traz a matriz de processos do modelo ASM1. As linhas representam um processo do modelo, enquanto as colunas representam um dos componentes do modelo. Para se fazer a leitura e obter a taxa reacional de um dos componentes do modelo, deve-se multiplicar os coeficientes estequiométricos representados pela taxa correspondente com a coluna do componente escolhido. Por exemplo:

- A taxa de conversão do nitrogênio orgânico solúvel em nitrogênio amoniacal é apresentada pela Equação 8:

$$r_6 = K_A \cdot S_{ND} \cdot X_{B,H} \quad (\text{Eq. 8})$$

- A taxa reacional do  $X_p$  (rodutos particulados originados pelo decaimento da biomassa) é apresentada pela Equação 9:

$$X_p = f_p \cdot b_H \cdot X_{B,H} + f_p \cdot b_A \cdot X_{B,A} \quad (\text{Eq. 9})$$

### 3.6.4. Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade objetiva mostrar quais parâmetros do modelo (tanto de operação, projeto ou cinéticos/estequiométricos) são de maior importância ou que influenciam determinados resultados com maior ou menor significância.

Uma análise de sensibilidade do modelo ASM1 foi realizada por Lisboa (2007) e teve como principais conclusões:

- O reciclo do lodo é essencial para o processo de lodos ativados e com ele o efluente é facilmente enquadrado nos limites de descarte com relação à concentração de DQO e amônia.
- O parâmetro  $b_H$  é de extrema importância para o projeto do sistema.
- Os parâmetros que apresentam a maior influência sobre a concentração de DQO efluente são:  $u_h$  e  $K_h$ .
- O parâmetro estequiométrico  $Y_h$  exerce grande influência sobre a concentração de biomassa no sistema.
- O parâmetro  $u_h$  é o de maior importância sobre a concentração de amônia no efluente.

### 3.6.5. Calibração

A calibração é a etapa onde o modelo estruturado é calibrado aos dados de monitoramento obtidos. Se o resultado da calibração mostrar que um ajuste significativo dos parâmetros do modelo é necessário, experiências passadas indicam que há um erro na estruturação do modelo (HULSBEEK *et al.*, 2002).

A qualidade dos resultados do modelo depende diretamente da qualidade da calibração efetuada (PETERSEN *et al.*, 2003). Por conta disso, a decisão de em que nível o modelo será calibrado tem como função os objetivos da modelagem. Além disso, para se obter uma calibração fina ao sistema em operação mais dados de monitoramento são geralmente necessários.

A calibração pode ser efetuada através de dados usuais e médios ou através de dados intensivos e com pequena duração entre as amostras. No primeiro caso, obtém-se assim um resultado de calibração da estação em operação num estado estacionário. Já no segundo caso, obtém-se assim uma visão do comportamento da estação de forma dinâmica, ao longo de um curto período de tempo, um dia por exemplo. A calibração do modelo de forma dinâmica é mais complexa que uma calibração no estado estacionário e traz resultados mais específicos.

Segundo Petersen *et al.* (2000), numa calibração do modelo com o sistema no estado estacionário somente parâmetros que afetam o comportamento da estação a longo prazo podem ser estimados, por exemplo:  $Y_H$ ,  $f_p$ ,  $b_H$  e  $X_L$ . A calibração estática é também útil para: determinar as condições iniciais dos parâmetros no estado estacionário anteriormente a calibração dinâmica e como um início na estimação dos parâmetros a se calibrar. Durante a calibração baseada em dados



dinâmicos é possível estimar com melhor precisão parâmetros como  $u_H$  e  $u_A$ , que segundo o autor são os parâmetros de maior importância para descrever o processo de forma dinâmica. Já segundo Jeppsson (1993), os parâmetros de maior importância são:  $u_h$ ,  $b_H$ ,  $u_a$ ,  $k_h$ ,  $K_x$  e  $\eta_h$ .

Apesar disso, uma calibração pelo estado estacionário do reator, que é feita de uma forma simplificada, tanto nos parâmetros medidos, quanto na estruturação do modelo, pode também ser utilizada para uma simulação dinâmica do processo, desde que seja levada em conta a limitação dos resultados obtidos. Já que, conforme Sochacki *et al.* (2009), com os resultados de uma simulação no estado estacionário é possível demonstrar a tendência da concentração dos principais parâmetros no efluente de forma satisfatória.

De acordo com Gernaey *et al.* (2004) e Langergraber *et al.* (2004) o ponto de partida de uma calibração deve ser os valores base do modelo e deve seguir a seguinte sequência. Primeiro devem ser calibrados a produção de lodo e seu balanço de massa, depois a nitrificação e desnitrificação e finalmente os processos de remoção de fosfatos caso presentes no modelo.

Meijer *et al.* (2001) aplicaram uma sequência onde:

- Primeiramente devem ser calibradas as concentrações de sólidos no sistema e efluente;
- Depois a carga orgânica em termos de DQO deve ser calibrada;
- Sendo assim, a próxima etapa é calibrar a carga nitrogenada;
- Por último a remoção de fosfatos pode ser calibrada no caso de modelos em que os processos de remoção de fósforo estão presentes no modelo.

Segundo Hulsbeek *et al.* (2002), o processo de nitrificação pode ser calibrado através da concentração de amônia no efluente. Para este processo, os coeficientes de afinidade para oxigênio ou amônia no efluente podem ser utilizados para calibrar a concentração de amônia no efluente. Já o processo de desnitrificação pode ser calibrado pela concentração de nitrato efluente. O parâmetro mais importante para calibrar a desnitrificação é o fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas ou eventualmente a taxa de decaimento da biomassa heterotrófica, recomenda-se calibrar primeiramente o mais sensível dos dois.

Petersen *et al.* (2003) apresentam um protocolo de calibração que passa tanto por dados do sistema no estado estacionário como em comportamento dinâmico.

Os diversos protocolos de calibração são apresentados por Makinia (2009).

É importante lembrar que os parâmetros devem ser ajustados para que o modelo seja válido para a maior quantidade de casos possíveis, ao invés de se buscar obter uma perfeita adequação a uma circunstância específica (US EPA, 2009).

### **3.6.6. Considerações, Restrições e Limitações**

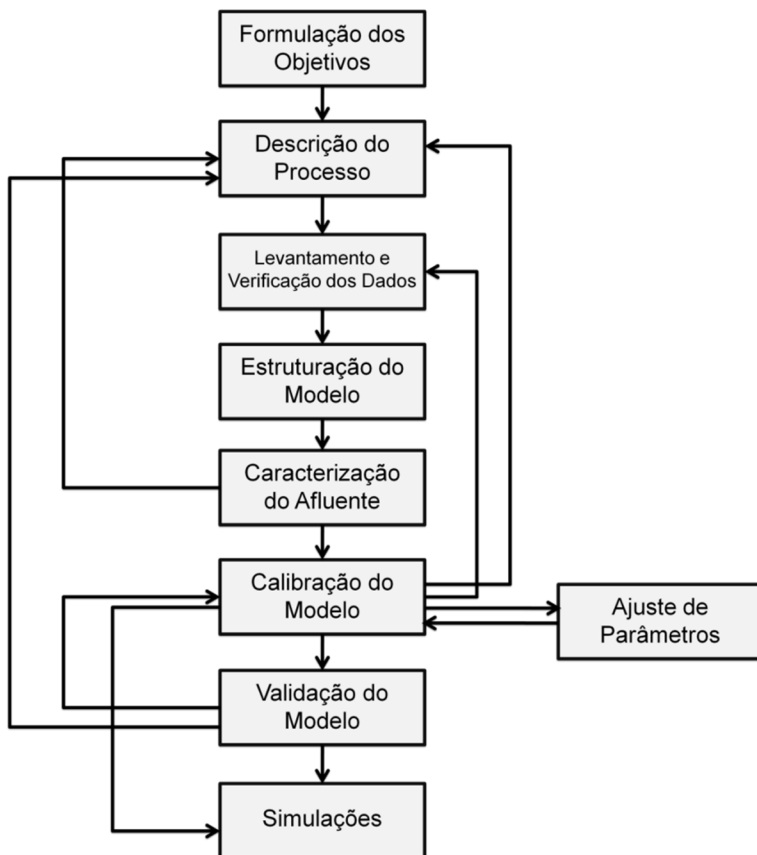
Por ser um modelo, que tenta expressar a realidade através de formulações matemáticas, certo número de simplificações são necessárias para tornar o modelo prático. De acordo com Jeppsson (1996), algumas destas simplificações estão associadas ao sistema físico, enquanto outras estão na modelagem matemática.

Algumas das considerações, restrições e limitações do modelo ASM1 são apresentadas abaixo:

- O modelo opera a temperatura constante.
- O pH é mantido constante e próximo a neutralidade. Com isto, a influência do pH no processo de lodos ativados não é modelada.
- Os efeitos da limitação do nitrogênio, fósforo e outros nutrientes inorgânicos na remoção da matéria orgânica e no crescimento bacteriano não são considerados.
- Os coeficientes de nitrificação são considerados constantes, portanto incluem qualquer efeito inibitório que um outro constituinte possa exercer sobre estes coeficientes.
- Os fatores de correção para desnitrificação são fixos e constantes para um determinado afluente.
- Os efeitos do gradiente de concentração de substrato, configuração do reator não são considerados na sedimentabilidade do lodo, pois a biomassa heterotrófica é homogênea e não sofre alterações das espécies ao longo do tempo.
- As hidrólises de material orgânico e de nitrogênio orgânico são associadas e ocorrem simultaneamente em taxas iguais.
- O tipo de aceptor de elétrons presente não afeta a perda de biomassa por decaimento.

## 4. METODOLOGIA

Este estudo seguiu a seguinte estrutura como metodologia de modelagem de sistemas de lodos ativados (Figura 7). Esta estrutura está baseada, principalmente, nas recomendações de Hulsbeek *et al.* (2002) e Makinia (2009), além de contribuições de outros autores.



**Figura 7:** Estrutura da metodologia de modelagem do sistema de lodos ativados. (Adaptado de HULSBEEK *et al.*, 2002)

### 4.1. Caracterização da ETE

O sistema de tratamento de esgotos modelado foi uma Estação de Tratamento de Esgotos, localizada na Ilha de Santa Catarina no

município de Florianópolis/SC (Figura 8). Essa ETE é constituída dos seguintes processos de tratamento:

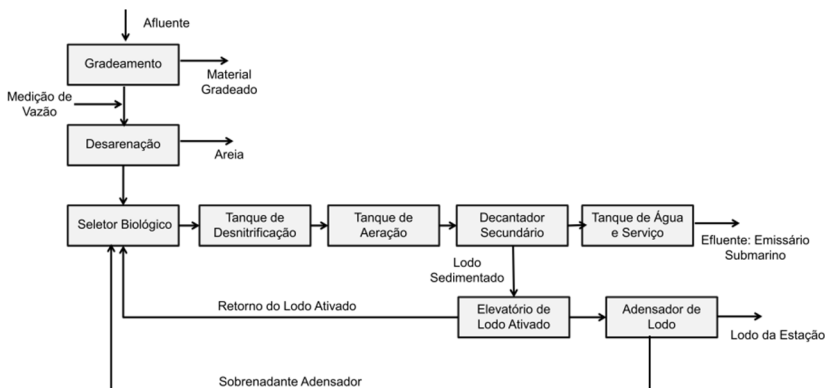
- Gradeamento
- Desarenação
- Seletor Biológico
- Câmara de Desnitrificação
- Tanques de Aeração
- Decantador Secundário
- Clorador
- Adensadores de Lodo
- Sistema de Desidratação



**Figura 8:** Estação de Tratamento de Esgotos (CASAN, 2011)

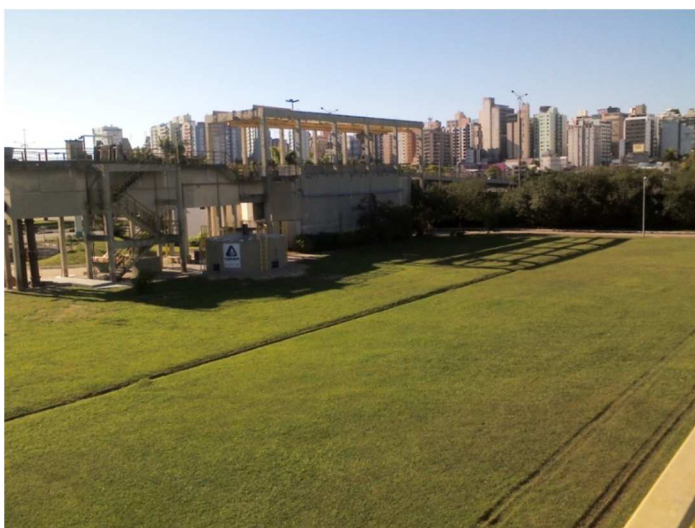
Os seguintes constituintes do tratamento foram modelados: seletor biológico, câmara de desnitrificação, tanques de aeração e decantador secundário. Além disso, a influência do sobrenadante dos adensadores de lodo também será verificada.

A seguir apresenta-se o fluxograma de tratamento (Figura 9) e uma breve descrição do sistema da ETE Insular.



**Figura 9:** Fluxograma de Tratamento da ETE

O esgoto bruto aflui à estação, passando primeiramente por um tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) (Figura 10) para a remoção de materiais flutuantes, sólidos grosseiros e areia. O gradeamento é composto por duas grades mecanizadas capazes de remover sólidos com diâmetro superior a 10 mm, já a caixa de areia é equipada com sistema de distribuição de ar, e objetiva a remoção de areias com diâmetro superior a 0,2 mm e evitar a decantação da matéria orgânica presente no esgoto bruto.



**Figura 10:** Pré-tratamento da ETE (Acervo CASAN, 22/09/2011)

O esgoto em tratamento é então encaminhado ao tratamento secundário (Figura 11), composto pelo seletor biológico (2 unidades), tanque de desnitrificação (2 unidades), tanque de aeração (2 unidades) e decantador secundário (3 unidades), os quais operam em paralelo. O afluente ao seletor biológico é misturado com o lodo recirculado e igualmente distribuído entre os dois seletores.



**Figura 11:** Reator biológico (Acervo CASAN, 22/09/2011)

O seletor biológico tem como objetivo a criação de condições favoráveis a predominância de microorganismos formadores de flocos, em detrimento das bactérias filamentosas, trazendo assim vantagens na qualidade de sedimentação do lodo na decantação secundária (VON SPERLING, 1997).

O tanque de desnitrificação tem como objetivo reduzir os nitratos produzidos no tanque de aeração e recirculado através da linha de recirculação de lodo à nitrogênio gasoso.

No tanque de aeração o oxigênio é introduzido na massa líquida para a oxidação da matéria orgânica e nitrificação da amônia (BENTO, 2000).

Nos decantadores secundários (Figura 12) é realizada a separação do efluente clarificado do lodo sedimentado. O efluente clarificado é então clorado e encaminhado ao seu destino final, a baía sul da Ilha de Santa Catarina, por meio de um emissário submarino, após a passagem por um tanque de água e serviço. O lodo sedimentado é em parte recirculado ao sistema (para o seletor biológico) e parte encaminhado aos adensadores de lodo.



**Figura 12:** Decantadores secundários (Acervo CASAN, 22/09/2011)

Nos adensadores de lodo (Figura 13), o sobrenadante é encaminhado ao início do tratamento biológico e o excesso de lodo adensado encaminhado para seu destino final.



**Figura 13:** Adensador de lodo (a direita) e decantadores secundários (a esquerda) (Acervo CASAN, 22/09/2011)

## **4.2. Modelagem**

### **4.2.1. Levantamento de Dados**

A modelagem de um sistema de tratamento de esgotos em operação é dependente dos dados passíveis de se obter da estação de tratamento em operação, principalmente para a etapa de calibração do modelo.

Tendo em vista isso, os dados necessários foram buscados das informações já disponíveis do sistema. Os dados obtidos foram analisados a fim de verificar inconsistências ou erros.

Segundo a proposta de Hulsbeek *et al.* (2002), os dados necessários e as verificações a serem feitas são apresentados na Tabela 4:



**Tabela 4:** Dados requeridos e verificações (HULSBEEK *et al.*, 2002)

<b>Dados Requeridos:</b>	Volume e dimensões dos processos de tratamento envolvidos
	Vazões de entrada/saída e da linha de recirculação de lodo
	Concentração de DBO ou DQO afluente e efluente ao sistema de lodos ativados
	Concentração de nitrogênio afluente, efluente e na linha de recirculação de lodo
	Concentração de sólidos (voláteis e totais) afluente, reator, efluente, lodo e linha de recirculação
<b>Verificação de dados Balanço de massa de:</b>	Perfil de oxigênio dissolvido nos componentes do sistema de lodos ativados
	Sólidos em suspensão
	DQO ou DBO
	Nitrogênio

Foram obtidas duas séries de dados da ETE Insular. A primeira série foi realizada por Bento (2000). Esta série conta com 20 amostragens realizadas entre os meses de Setembro de 1999 e Agosto de 2000.

Dos parâmetros analisados por Bento (2000), os de real valia para este estudo são apresentados na Tabela 5.

A segunda série de dados foi obtida dos dados de monitoramento da ETE realizados pela Companhia de Saneamento para controle do sistema e operação. Esta série conta com análises realizadas diariamente/semanalmente ou mensalmente pelo laboratório da Companhia que opera o sistema. Foram então calculadas as médias destas amostras.

Alguns dos parâmetros foram disponibilizados somente como os dados médios do ano. Sendo assim, para estes dados não foi possível ser feita a verificação de erros, porém o efeito dos erros é amenizado pela média.

Os parâmetros analisados nesta amostragem e o ponto de coleta estão também apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5:** Parâmetros analisados utilizados para o estudo

<b>Parâmetro</b>	<b>Afluentes</b>	<b>Tanque de Aeração 1</b>	<b>Tanque de Aeração 2</b>	<b>Efluente</b>
Vazão	X			
Temperatura	X	Y	Y	Y
DQOt	X			X
DQOsolúvel	X			X
DBO <sub>5</sub>	X			X
SS	X	X	X	X
SSV	X	X	X	Y
N-NH <sub>4</sub>	X	Y	Y	X
N-NO <sub>3</sub>	X	Y	Y	X
N-NO <sub>2</sub>	Y	Y	Y	Y
Nit. Total	•			•
OD		•	•	

X: Parâmetros analisados por Bento (2000) e CASAN (2011).

Y: Parâmetros analisados por Bento (2000) somente.

• : Parâmetros analisados por CASAN (2011) somente.

Os resultados das análises dos parâmetros acima utilizados para a modelagem foram verificados com o objetivo de evitar que inconsistência ou erros advindos das análises sejam propagados ao estudo.

Conforme já mencionado no corpo deste trabalho, é possível utilizar balanços de massa para se verificar se os dados apresentam consistência, porém, por conta da falta de alguns dados de medição direta necessários para os referidos balanços de massa não se procedeu com a verificação dos dados por esses cálculos. Por exemplo, é necessária a concentração de sólidos em suspensão na linha de recirculação para se calcular o balanço de massa de sólidos.

Sendo assim, os dados foram verificados para inconsistências através de uma análise visual dos resultados obtidos nas amostras. Por exemplo, resultados de DBO<sub>5</sub> maiores que DQOt apresentam inconsistência, sendo assim suprimidos. Outro caso de inconsistência observado foi a presença de SSV maior que SS.

Os dados obtidos foram utilizados conforme a Tabela 6 para as próximas etapas do estudo:

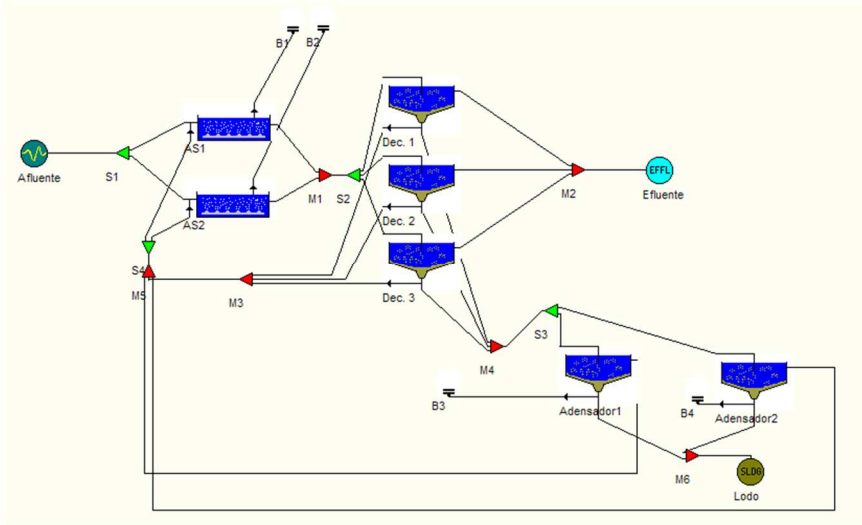
**Tabela 6:** Séries de dados obtidas e forma de utilização

Série de Dados	Utilização	Observação	Referência
<b>1999-2000</b>	Média anual	Resultados esparsos atenuados pela média, apresentando uma grande diferenciação entre verão e inverno, principalmente nos parâmetros DQOt do efluente e temperatura. Algumas inconsistências foram suprimidas para a modelagem do sistema.	(BENTO, 2000)
	Média Dezembro-Março (Verão)	Resultados bastante consistentes, tanto em grandeza quanto em valores finais. Pouca necessidade de supressão de valores inconsistentes.	
	Média Maio-Agosto (Inverno)	Resultados menos consistentes com uma alta perda de sólidos junto ao efluente final.	
<b>2011</b>	Média anual	Algumas inconsistências nos dados e alguns parâmetros com poucas análises ao longo do ano.	(CASAN, 2011)

#### 4.2.2. Estruturação do Modelo

A estruturação do modelo corresponde etapa em que foram incorporados ao programa de modelagem os processos envolvidos na ETE Insular com suas devidas dimensões básicas e seu comportamento hidráulico. Os aspectos como o número de compartimentos de aeração, decantadores, configuração de aeração e controle do processo também são itens a serem incorporados durante essa etapa.

A ETE Insular foi estruturada da seguinte maneira no programa WRc STOAT.



**Figura 14:** Configuração da ETE no programa WRc STOAT

Sendo assim, o sistema foi estruturado com as dimensões, áreas e volumes apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7:** Dimensões dos constituintes da estação

Constituinte	Divisões	Volume (m³)	Área Superficial (m²)	Altura (m)
Reator Biológico	Seletor Biológico 1/2	162	-	-
	Tanque de Desnitrificação 1/2	676	-	-
	Tanque de Aeração 1/2	9216	-	-
Decantadores	Decantador 1/2/3	2035,75	581,64	3,50
Adensadores de Lodo	Adensador 1/2	992,35	283,53	3,50

A razão de recirculação de lodo e retorno do clarificado do sistema de adensamento de lodo foram obtidas através das informações levantadas por medições na própria estação da vazão de recalque das

bombas. Já a vazão de retirada de lodo excedente não é um parâmetro avaliado pelos operadores do sistema, sendo assim, estimado posteriormente. A caracterização dos parâmetros de operação é apresentada na Tabela 8.

**Tabela 8:** Caracterização dos parâmetros de operação

<b>Parâmetro</b>	<b>Caracterização</b>
Razão de Recirculação	Medição direta
SSTA	Medição direta
Razão SSV/SS reator	Medição direta
OD no reator	Medição direta ou conforme valor usual
Q recalque dos adensadores	Estimado pela vazão unitária da bomba
Q retirada do lodo excedente	Estimado pelo modelo com o valor de SSTA

Segundo Meijer *et al.* (2001), erros na razão de recirculação são mais sensíveis do que erros em parâmetros do modelo em si, portanto, a estruturação do modelo é uma etapa de grande importância, a fim de evitar problemas nas próximas etapas do projeto.

#### **4.2.3. Caracterização do Afluente**

Nesta etapa, foi caracterizado o afluente a estação de tratamento de esgotos, tanto quantitativamente como qualitativamente.

Por conta da divisão da DQO total e do Nitrogênio Total em suas diversas frações para a entrada no modelo ASM1, e por muitas das frações não serem de fácil mensuração, foram utilizados valores usuais de subdivisão para esgoto doméstico. Estes fatores, apresentados nas tabelas a seguir, e juntamente com as equações também apresentadas, tiveram como objetivo caracterizar o afluente da estação com a finalidade de obter cada uma das frações necessárias pelo modelo.

Outros parâmetros do afluente, que apresentavam medições diretas nos dados levantados, foram diretamente utilizados.

### 4.2.3.1. Caracterização da DQO

A fim de se caracterizar a DQO afluyente para o modelo utilizou-se inicialmente as seguintes relações usuais de DQO:

**Tabela 9:** Relações utilizadas para DQO

Parâmetro	Caracterização
DQO total (DQOt)	$DQOt = DQOb + DQOnb$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = DQObs + DQOps$
DQO não biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = DQOnbs + DQOnbp$
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = DQObs + DQOnbs$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = DQObp + DQOnbp$

DQOps: DQO particulada solúvel; DQObs: DQO biodegradável solúvel; DQObp: DQO biodegradável particulada; DQOnbs: DQO não biodegradável solúvel; DQOnbp: DQO não biodegradável particulada.

Além disso, tendo-se o valor de DBO<sub>5</sub> é possível utilizar a relação entre a DQO<sub>b</sub> e a DBO<sub>5</sub> para esgotos domésticos. Esta relação, segundo Metcalf & Eddy (2003), está entre 1,60 e 1,70, sendo um valor usual de 1,64. Já segundo Fernandes (1997), esta relação é de cerca de 1,7 (DQOb = 1,6-1,7 DBO<sub>5</sub>).

Metcalf & Eddy (2003) também indicam que a DQO não biodegradável solúvel para esgoto doméstico é aproximadamente igual a DQO solúvel do efluente de um sistema de lodos ativados com Idade do Lodo acima de 4 dias.

Sendo assim, obtém-se a seguinte caracterização para a DQO:

**Tabela 10:** Caracterização da DQO

Parâmetro	Caracterização
DQO não biodegradável solúvel	$DQOnbs = DQOsef$
DQO biodegradável solúvel	$DQObs = DQOs - DQOsef$
DQO biodegradável particulada	$DQObp = DQOb - DQObs$
DQO não biodegradável particulada	$DQOnbp = DQOp - DQObp$

DQOsef: DQO solúvel efluente

4.2.3.2. Caracterização do Nitrogênio

Já a parcela nitrogenada foi caracterizada através das seguintes relações:

Tabela 11: Relações utilizadas para o nitrogênio

Parâmetro	Caracterização
Nitrogênio Total (NT)	$NT = NTK + NO_3 + NO_2$
Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK)	$NTK = NH_4 + NOt$
Nitrogênio orgânico total (NOt)	$NOt = NOb + NOnb$
Nitrogênio orgânico biodegradável (NOb)	$NOb = NObs + NObp$
Nitrogênio orgânico não biodegradável (NOnb)	$NOnb = NOnbs + NOnbp$

NO<sub>3</sub>: Nitrato; NO<sub>2</sub>: Nitrito; NH<sub>4</sub>: Nitrogênio amoniacal na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NH<sub>3</sub>; NObs: Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel; NObp: Nitrogênio orgânico biodegradável particulado; NOnb: Nitrogênio orgânico não biodegradável; NOnbs: Nitrogênio orgânico não biodegradável solúvel; NOnbp: Nitrogênio orgânico não biodegradável particulado.

Utilizaram-se os valores típicos propostos por Von Sperling (1997) e apresentados na tabela abaixo (Tabela 12) quando necessário. Além disso, as relações apresentadas por Metcalf & Eddy (2003) para as frações nitrogenadas também foram utilizadas para a caracterização do nitrogênio (Tabela 13).

Tabela 12: Concentrações de nitrogênio no esgoto bruto (VON SPERLING, 1997)

Símbolo	Parâmetro	Concentração (mg·L <sup>-1</sup> )	
		Faixa	Típico
NT	Nitrogênio total	35-60	45
NOt	Nitrogênio orgânico	15-25	20
NH <sub>4</sub>	Amônia	20-35	25
NO <sub>3</sub>	Nitrito	0	0
NO <sub>2</sub>	Nitrato	0-1	0

**Tabela 13:** Relações utilizadas para o nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003)

Parâmetro	Caracterização
Nitrogênio amoniacal	$NH_4 = (0,6 - 0,7).NTK$
Nitrogênio orgânico não biodegradável solúvel (Parkin & McCarty, 1981)	$NO_{nbs} < 0,03 .NTK$
Nitrogênio orgânico não biodegradável (Grady <i>et al.</i> , 1999)	$NO_{nb} = 0,06 .SSV_{nb}$
Sólidos em suspensão voláteis não biodegradáveis (SSVnb)	$SSV_{nb} = \left(1 - \frac{DQO_{bp}}{DQO_p}\right).SSV$

As relações entre as frações entre o nitrogênio orgânico biodegradável solúvel e particulado encontradas apresentaram grandes divergências. Sendo assim, tomando como base outros estudos de caracterização do afluente nitrogenado para modelagem (VANHOOREN & NGUYEN, 1996, ROSSLE & PRETORIOUS, 2001), observou-se que no geral a fração particulada apresentava-se maior que a fração solúvel. Sendo assim, adotaram-se as seguintes relações:

**Tabela 14:** Relações utilizadas para o nitrogênio orgânico biodegradável solúvel e particulado

Parâmetro	Caracterização
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado	$NO_{bp} = 0,666.NO_b$
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel	$NO_{bs} = 0,333.NO_b$

Sendo assim, obtém-se a seguinte caracterização para a carga nitrogenada:

**Tabela 15:** Caracterização da carga nitrogenada

Parâmetro	Caracterização
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel	$NO_{bs} = (NO_t - NO_{nb}).0,333$
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado	$NO_{bp} = NO_t - NO_{bs}$
Nitrogênio orgânico não biodegradável solúvel	$NO_{nbs} = 0,03 .NT$



### 4.2.3.3. Resumo da Caracterização

Sendo assim, o afluente foi caracterizado conforme a Tabela 16:

**Tabela 16:** Resumo da Caracterização do Afluente

Componente	Símbolo	Parâmetro	Caracterização
-	Q	Vazão Afluente	Medição direta
-	T	Temperatura	Medição direta
S <sub>s</sub>	DQObs	DQO Biodegradável Solúvel	Tabela 10
S <sub>I</sub>	DQOnbs	DQO Não Biodegradável Solúvel	Segundo Metcalf & Eddy (2003), a DQOnbs para esgoto doméstico é aproximadamente igual a DQOsolúvel do efluente de um sistema de lodos ativados com Idade do Lodo acima de 4 dias.
X <sub>s</sub>	DQObp	DQO Biodegradável Particulado	Tabela 10
X <sub>I</sub>	DQOnbp	DQO Não Biodegradável Particulado	Tabela 10
-	SSV	Sólidos Voláteis	Medição direta
-		Sólidos Não Voláteis	(SS – SSV)
SNH	NH <sub>4</sub>	Amônia	Medição direta ou Tabela 12
SNO	NO <sub>3</sub>	Nitratos	Medição direta ou Tabela 12
SND	NObs	Nitrogênio Orgânico Biodegradável Solúvel	Tabela 15
XND	NObp	Nitrogênio Orgânico Biodegradável Particulado	Tabela 15
Sni	NOnbs	Nitrogênio Orgânico Não Biodegradável Solúvel	Tabela 15
So	OD	Oxigênio Dissolvido	Medição direta ou estimado

Já para os dados de monitoramento da CASAN de 2011 a caracterização teve que ser adequada aos dados obtidos. Sendo assim, o afluente foi caracterizado para os dados de 2011 também conforme a Tabela 16, porém levando as seguintes considerações presentes na Tabela 17:

**Tabela 17:** Considerações para os dados de 2011

<b>Caracterização</b>	<b>Observação</b>
$DQOs = 0,46 . DQOt\ efluente$	Conforme a relação DQOs/DQOt obtida pelos dados de Bento (2000)
$DQOs\ efluente = 0,05 . DQOt$	Estimado com base nos valores de DBOt efluente, DQOt efluente e os dados de Bento (2000)
$DQOb = 1,55 . DBO_5$	Necessário utilizar um valor um pouco fora da faixa usual de 1,6-1,7 a fim de adequar as outras relações de DQO
$SSV = 0,84 . SS$	Conforme a relação SSV/SS obtida pelos dados de Bento (2000)
$NO_{nb} = 0,05 . NT$	Erro na caracterização por conta de erro no cálculo dos SSVnb. Estimado então com base na relação NO <sub>nb</sub> /NT obtida pelos dados de Bento (2000)

#### 4.2.4. Calibração

Para este trabalho utilizou-se inicialmente o protocolo proposto por Hulsbeek *et al.* (2002), levando em consideração a sequência utilizada por Petersen *et al.* (2003), Meijer *et al.* (2001), Gernaey *et al.* (2004), Langergraber *et al.* (2004) entre outros autores também analisados por Makinia (2009).

Após a calibração, é recomendável proceder com a validação desta calibração antes do início do estudo do sistema, já que muitos dos parâmetros são dependentes um do outro, o que leva a diversas possibilidades de valores de calibração para um mesmo resultado final. Por conta disso, o grupo responsável pela criação do modelo não recomenda a aplicação de processos automáticos e computadorizados para calibração do modelo. A Tabela 3, presente no subitem 3.6.2., apresenta os faixa de valores usuais dos principais parâmetros do modelo ASM1.

Neste estudo foram realizadas somente calibrações do sistema no estado estacionário, conforme discutido anteriormente.

O estado estacionário foi obtido através da modelagem do sistema por um período de tempo muito superior a idade do lodo, sendo assim, não havia variação das concentrações dos componentes no modelo ao longo do tempo.

A caracterização do afluente e os parâmetros de operação utilizados para a calibração são apresentados nas tabelas abaixo.

**Tabela 18:** Caracterização do afluente para calibração (1999-2000)

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Utilizado (média da amostragem verificada para erros ou conforme Tabela 16)</b>	<b>Unidade</b>
Qafluente	788,14	m <sup>3</sup> ·hora <sup>-1</sup>
T	22,74	°C
DQObs	162,48	mg·L <sup>-1</sup>
DQOnbs	36,29	mg·L <sup>-1</sup>
DQObp	188,94	mg·L <sup>-1</sup>
DQOnbp	37,06	mg·L <sup>-1</sup>
SSV	232,27	mg·L <sup>-1</sup>
Sólidos Não Voláteis	41,33	mg·L <sup>-1</sup>
N-NH <sub>4</sub>	29,47	mg·L <sup>-1</sup>
N-NO <sub>3</sub>	0,00	mg·L <sup>-1</sup>
NObs	4,40	mg·L <sup>-1</sup>
NObp	8,79	mg·L <sup>-1</sup>
NObs	1,35	mg·L <sup>-1</sup>
NOonbp	0,98	mg·L <sup>-1</sup>
OD	0,00	mg·L <sup>-1</sup>

**Tabela 19:** Parâmetros de operação utilizados (1999-2000)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
Razão de Recirculação (duas bombas)	1,60	-
SSTA	7915	mg·L <sup>-1</sup>
Razão SSV/SS reator	0,73	
OD no reator	1,50 <sup>1</sup>	mg·L <sup>-1</sup>
Q recalque dos adensadores (uma bomba)	15	L·seg <sup>-1</sup>
Q retirada do lodo excedente	Obs: Função do SSTA pelo programa	

<sup>1</sup>Como não havia resultados de medição direta de OD no reator, considerou-se o valor de 1,50 já que segundo Von Sperling (1997), em sistemas de lodos ativados, a concentração de oxigênio dissolvido a ser mantido no tanque de aeração é usualmente entre 1,0 e 2,0 mg·L<sup>-1</sup>.

Já para a calibração do sistema considerando somente os meses de verão.

**Tabela 20:** Caracterização do afluente para calibração (1999-2000 – Verão)

Parâmetro	Valor Utilizado (média da amostragem verificada para erros ou conforme Tabela 16)	Unidade
Qafluente	796,80	m <sup>3</sup> ·hora <sup>-1</sup>
T	25,58	°C
DQObs	175,80	mg·L <sup>-1</sup>
DQOnbs	26,20	mg·L <sup>-1</sup>
DQObp	149,80	mg·L <sup>-1</sup>
DQOnbp	21,60	mg·L <sup>-1</sup>
SSV	203,17	mg·L <sup>-1</sup>
Sólidos Não Voláteis	42,83	mg·L <sup>-1</sup>
N-NH4	27,71	mg·L <sup>-1</sup>
N-NO3	0,00	mg·L <sup>-1</sup>
Nobs	5,25	mg·L <sup>-1</sup>

Nobp	10,50	mg·L <sup>-1</sup>
Nonbs	1,35	mg·L <sup>-1</sup>
Nonbp	0,19	mg·L <sup>-1</sup>
OD	0,00	mg·L <sup>-1</sup>

**Tabela 21:** Parâmetros de operação utilizados (1999-2000 - Verão)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
Razão de Recirculação (duas bombas)	1,60	-
SSTA	7761	mg·L <sup>-1</sup>
OD no reator	1,50 <sup>1</sup>	mg·L <sup>-1</sup>
Q recalque dos adensadores (uma bomba)	15	L·seg <sup>-1</sup>
Q retirada do lodo excedente	Obs: Função do SSTA pelo programa	

<sup>1</sup>Como não havia resultados de medição direta de OD no reator, considerou-se o valor de 1,50 já que segundo Von Sperling (1997), em sistemas de lodos ativados, a concentração de oxigênio dissolvido a ser mantido no tanque de aeração é usualmente entre 1,0 e 2,0 mg·L<sup>-1</sup>.

Todos os parâmetros do modelo ASM1 foram avaliados durante a calibração, porém somente os parâmetros  $u_a$ ,  $b_H$ ,  $\eta_g$ ,  $i_{xp}$ ,  $f_p$  e  $Y_H$  necessitaram serem alterados.

#### 4.2.5. Validação

A calibração efetuada deve ser validada. Para tal, utilizou-se uma série de dados de um período diferente da série de dados utilizada para a calibração do modelo.

No caso deste estudo, utilizaram-se os dados do ano de 2011 para a validação do modelo.

É de se esperar que durante a validação alguns parâmetros ainda devam ser adequados, porém, o número de parâmetros e a alteração destes devem ser pequenos. Além disso, a simulação feita com os dados de validação deve apresentar a tendência de comportamento da estação de forma satisfatória.

A validação do modelo ASM1, portanto, se dará pela possibilidade de se verificar a calibração à ETE de estudo, confirmando assim a validade do modelo em se adequar a um processo de lodos ativados em operação. A validação demonstrará que o modelo ASM1 é eficaz para demonstrar o comportamento de uma ETE e, portanto, possível de se realizar simulações com valor acadêmico e prático.

A caracterização do afluente e os parâmetros de operação utilizados para a validação são apresentados nas tabelas abaixo.

**Tabela 22:** Caracterização do afluente para validação (2011)

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Utilizado (média da amostragem verificada para erros ou conforme as Tabelas 16 e 17)</b>	<b>Unidade</b>
Q afluente	1080.00	m <sup>3</sup> .hora <sup>-1</sup>
T	22.90	°C
DQObs	206.27	mg.L <sup>-1</sup>
DQOnbs	25.16	mg.L <sup>-1</sup>
DQObp	263.07	mg.L <sup>-1</sup>
DQOnbp	8.60	mg.L <sup>-1</sup>
SSV	176.65	mg.L <sup>-1</sup>
Sólidos Não Voláteis	33.65	mg.L <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub>	41.28	mg.L <sup>-1</sup>
NO <sub>3</sub>	0.00	mg.L <sup>-1</sup>
NObs	4.58	mg.L <sup>-1</sup>
NObp	9.15	mg.L <sup>-1</sup>
NObs	1,74	mg.L <sup>-1</sup>
NOonbp	1,16	mg.L <sup>-1</sup>
OD	0,00	mg.L <sup>-1</sup>

**Tabela 23:** Parâmetros de operação utilizados (2011)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
Razão de Recirculação (duas bombas)	1,20	-
SSTA	2403	mg·L <sup>-1</sup>
Razão SSV/SS reator	0,79	
OD no reator	1,22	mg·L <sup>-1</sup>
Q de recalque dos adensadores (uma bomba)	15	L·seg <sup>-1</sup>
Q de retirada do lodo excedente	Obs: Função do SSTA pelo programa	

#### 4.2.6. Simulações

Com o modelo calibrado e validado a ETE modelada, foram feitas simulações com o objetivo de analisar o comportamento da estação em diversos cenários de estudo.

Os cenários simulados foram separados em quatro grandes grupos:

- **Vazão e concentração:** Nestes cenários foram analisadas o comportamento da estação em momentos de grande variação da vazão afluente e das concentrações afluente ao sistema de lodos ativados.
- **Operação:** Nestes cenários foram simuladas mudanças na forma de operação da ETE.
- **Cenários de crise:** Neste caso foram simuladas diversas situações consideradas de crise e/ou emergência.
- **Outros cenários:** Neste caso foram simuladas outras situações de mudança de projeto ou de características do afluente.

O cenário base, ou “Cenário 0”, que trará o ponto de partida da estação para cada um dos cenários de estudo acima, foi a ETE validada ao estado estacionário no ano de 2011, através da média das amostras desse ano.

Em cada cenário analisou-se o impacto da alteração no efluente final após o sistema atingir o novo estado estacionário. Além disso, analisou-se como esta mudança influenciou no sistema dinamicamente,

porém somente em termos de avaliação do comportamento, já que os resultados dinâmicos do modelo não têm validade final por não ter sido feita uma calibração desse modelo à ETE Insular de forma dinâmica.

Marquot (2007) frisa que é importante lembrar que os resultados obtidos serão resultados de uma modelagem, as quais conseqüentemente são influenciadas pelos mecanismos e limitações inerentes ao modelo e ao nível de calibração obtido. Portanto, os resultados devem ser interpretados com cautela e não como normas de operação, mas sim como uma avaliação do sistema e de como o modelo pode produzir e prever informações.

#### **4.2.7. Considerações**

As seguintes considerações foram adotadas para as simulações:

- Oxigênio dissolvido no reator de lodos ativados tende a ser mantido constante no nível especificado;
- Concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA) tende a ser mantida constante através do controle da vazão de retirada de lodo do sistema;
- A simulação é feita para oito meses de operação, a fim de se obter um novo estado estacionário do sistema.



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Calibração

A seguir são apresentados os resultados da calibração do modelo ASM1 a ETE em operação.

5.1.1. Calibração – Dados 1999-2000 – Média Geral

Procedeu-se a calibração utilizando a série de dados de 1999-2000 (BENTO, 2000), para tal foram utilizados os valores médios da amostragem verificados para erros.

Para a calibração, é essencial a conclusão de todas as etapas anteriores da metodologia de estudo. Sendo assim, são apresentados abaixo os resultados desta calibração.

Tabela 24: Parâmetros do modelo ASM1 calibrados (1999-2000)

Símbolo	Descrição	Valor Usual	Valor Calibrado	Unidade
$u_a$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,8	<b>0,49</b>	$\text{dia}^{-1}$ (a 20°C)
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,62	<b>0,05</b>	$\text{dia}^{-1}$ (a 20°C)
$\eta_g$	Fator de correção para $\mu_H$ sob condições anóxicas	0,8	<b>0,9</b>	Adimensional
$i_{xp}$	Massa de N/massa em DQO de produto de biomassa	0,06	<b>0,10</b>	$\text{gN}\cdot\text{gDQO}^{-1}$
$f_p$	Fração de biomassa que resulta em produtos particulados	0,08	<b>0,16</b>	Adimensional
$Y_H$	Rendimento heterotrófico	0,67	<b>0,63</b>	$\text{gDQO}\cdot\text{gDQO}^{-1}$

Os coeficientes de oxigenação e dos aeradores, responsáveis pela velocidade de incremento do oxigênio dissolvido no sistema, e a forma de operação do sistema de aeração não foram calibrados. Isso se deve, pois não há variação da concentração de OD no estado estacionário. Sendo assim para uma modelagem do sistema neste estado, esses

parâmetros somente modificam o tempo que o sistema leva para se tornar estável, o que não interfere no resultado final.

É importante também observar que os parâmetros calibrados encontram-se dentro das faixas de valores usuais apresentados na Tabela 3 e também apresentados abaixo, estando assim em níveis adequados conforme outros autores e publicações.

**Tabela 25:** Parâmetros do modelo ASM1 calibrados (1999-2000) e faixa usual

Símbolo	Valor Calibrado	Faixa Usual conforme Tabela 3	Unidade
$u_a$	0,49	0,34-0,8	$\text{dia}^{-1}$ (a 20°C)
$b_H$	0,05	0,05-1,6	$\text{dia}^{-1}$ (a 20°C)
$\eta_g$	0,9	0,6-1,0	Adimensional
$i_{xp}$	0,10	0,02-0,10	$\text{gN}\cdot\text{gDQO}^{-1}$
$f_p$	0,16	0,08-1,00	Adimensional
$Y_H$	0,63	0,46-0,69	$\text{gDQO}\cdot\text{gDQO}^{-1}$

Os parâmetros do modelo genérico de decantação (TAKÁCS *et al*, 1991) utilizados no decantador secundário e adensadores de lodo são apresentados na Tabela 26.

**Tabela 26:** Parâmetros de decantação utilizados (1999-2000)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
<i>Vesilind settling velocity</i> (velocidade de sedimentação da interface)	12,7	$\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$
<i>Maximum settling velocity</i> (máxima velocidade de sedimentação)	12,7	$\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$
<i>Hidered settling parameter</i>	0,00036	$\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$
<i>Discrete parameter</i> (parâmetro de clarificação)	0,07	$\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}$
<i>Onset of flocculation</i>	250	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
<i>Non-settleble fraction</i> (parcela não sedimentável)	0,001	Adimensional

Com os parâmetros acima modificados, considerou-se o modelo calibrado a ETE Insular com relação aos dados médios obtidos, conforme apresentado na Tabela 27. Os parâmetros não citados na tabela acima (Tabelas 24 e 25) foram mantidos com os valores padrões ou usuais apresentados por Henze *et al.* (2000) e presentes na Tabela 3 (item 3.6.2).

**Tabela 27:** Resultado da calibração (1999-2000)

	<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Médio da Série</b>	<b>Valor obtido pelo modelo</b>	<b>Unidade</b>	<b>Diferença</b>
Reator	SS	7915	<b>7885</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-
	Relação SSV/SS	0,73	<b>0,73</b>	-	-
Efluente	SS	46,77	<b>46,08</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-1,5%
	DQOt	74,9	<b>86,58</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+15%
	Nitratos	7,50	<b>9,10</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+21%
	Amônia	0,78	<b>0,79</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-2,5%
	Relação SSV/SS	0,84	<b>0,73</b>	-	-

Observou-se que por conta das considerações feitas anteriormente que a média dos anos de 1999-2000 apresentava algumas inconsistências e uma grande variação de alguns dos parâmetros analisados, os resultados do modelo calibrado não previram os valores medidos de forma exata, porém dentro de uma faixa de erro aceitável.

Um dos motivos para esta possível diferenciação é a limitação da média dos valores utilizados. Além disso, alguns dos dados de entrada foram caracterizados conforme relações usuais, e não através de experimentos diretos, podendo assim também ser uma das fontes de erro da calibração.

A DQOt do efluente está principalmente ligada a DQONbs, DQONbp e DQObp, já que boa parte da DQO está em sua forma particulada e aderida a biomassa em forma de sólidos em suspensão. Sendo assim, mesmo com uma melhor eficiência do tratamento em si, a DQOt efluente não teria seu valor reduzido significativamente, já que ela é dependente da perda de sólidos do decantador.

No caso da relação SSV/SS do efluente, há uma grande possibilidade de haver um erro de amostragem, já que uma relação SSV/SS de 0.84, além de ser incomum para o efluente final, está muito

diferente da relação presente no reator. Segundo o modelo, a relação SSV/SS no reator é mantida até o efluente final, já que o decantador não é considerado como um reator onde os processos biológicos atuam.

Além disso, uma das possíveis causas da grande diferença observada entre os valores modelados de nitrato (21%) do efluente final pode ser, como citado no parágrafo anterior, a não consideração do decantador secundário como reativo, ou seja, onde os processos biológicos atuam. Por conta disso, a possível influência dos microorganismos em termos de desnitrificação na biomassa sedimentada não é considerada pelo modelo.

Hulsbeek *et al.* (2002) sugere que a influência da desnitrificação no decantador secundário pode ser modelada através da implantação de um tanque virtual na linha de recirculação, utilizando o modelo ASM1. Porém, utilizando-se deste procedimento os erros encontrados foram ainda maiores. Portanto, optou-se pela não consideração da desnitrificação nos decantadores, já que os resultados se encontram próximos a uma faixa adequada de erro (5-20%) para calibração de um sistema no estado estacionário (MAKINIA, 2009).

### 5.1.2. Calibração – Dados 1999-2000 - Verão

Utilizando-se dos mesmos parâmetros do modelo ASM1 calibrados no caso anterior, buscou-se a avaliação do sistema utilizando-se somente dos dados dos meses de Dezembro/1999 a Março/2000, já que, conforme descrito anteriormente, esses se apresentam com uma boa consistência. Os parâmetros do decantador foram levemente alterados para se adequar aos resultados.

Os resultados desta calibração são apresentados abaixo:

**Tabela 28:** Parâmetros de decantação utilizados (1999-2000 – Verão)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
<i>Vesilind settling velocity</i> (velocidade de sedimentação da interface)	13.8	m·h <sup>-1</sup>
<i>Maximum settling velocity</i> (máxima velocidade de sedimentação)	13,8	m·h <sup>-1</sup>
<i>Hidered settling parameter</i>	0,00036	L·mg <sup>-1</sup>
<i>Discrete parameter</i> (parâmetro de clarificação)	0,086	L·mg <sup>-1</sup>

<i>Onset of flocculation</i>	250	mg·L <sup>-1</sup>
<i>Non-settleble fraction</i> (parcela não sedimentável)	0,001	Adimensional

**Tabela 29:** Resultado da calibração (Dados 1999-2000 - Verão)

	<b>Parâmetro</b>	<b>Valor Médio da Série</b>	<b>Valor obtido pelo modelo</b>	<b>Unidade</b>	<b>Diferença</b>
Reator	SS	7761	<b>7735</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-
	Relação SSV/SS	0,68	<b>0,68</b>	-	-
Efluente	SS	39,0	<b>39,1</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-
	DQOt	60,2	<b>65,6</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+9,0%
	Nitratos	7,48	<b>9,70</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+30%
	Amônia	0,85	<b>0,83</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-2,4%
	Relação SSV/SS	0,66	<b>0,68</b>	-	+3,0%

Observa-se que os resultados obtidos pelo modelo utilizando a série de dados somente dos meses de verão apresentou uma ótima adequação aos resultados das amostras nos quesitos sólidos, amônia e DQO total. Além disso, a relação SSV/SS do efluente apresentou-se coerente neste caso.

Já o parâmetro nitratos apresentou um erro semelhante, porém mais expressivo. Um dos prováveis motivos foi avaliado no item anterior, ou seja, a não consideração do decantador secundário como um reator biológico.

## 5.2. Validação

A seguir são apresentados os resultados da validação do modelo ASM1 a ETE em operação.

### 5.2.1. Validação – Dados de 2011

Para a validação do modelo, utilizaram-se os dados obtidos do monitoramento da CASAN no ano de 2011. Os resultados dessa

validação e as considerações utilizadas são demonstrados nas tabelas abaixo.

Após a aplicação dos parâmetros calibrados com os novos dados, observou-se que seria necessária uma reavaliação de alguns dos parâmetros calibrados. Sendo assim, dois dos parâmetros previamente calibrados foram reavaliados.

O valor previamente calibrado e o utilizado para a validação são apresentados na Tabela 30. A máxima taxa de crescimento específica da biomassa autotrófica está relacionada a eficiência da remoção de amônia e nitrificação. Já o rendimento heterotrófico, neste caso, foi calibrado a fim de adequar a nova relação SSV/SS no reator.

**Tabela 30:** Parâmetros do modelo ASM1 reavaliados (2011)

Símbolo	Descrição	Valor Calibrado	Valor Reavaliado	Unidade
$u_a$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,49	<b>0,34</b>	dia-1 (a 20°C)
$Y_H$	Rendimento heterotrófico	0,63	<b>0,50</b>	gDQO·gDQO <sup>-1</sup>

Os parâmetros não citados na Tabela 30 anterior mantiveram-se conforme calibrados anteriormente na calibração. Os parâmetros de decantação também precisaram ser reavaliados novamente, os resultados desta reavaliação são apresentados na tabela abaixo.

**Tabela 31:** Parâmetros de decantação reavaliados (2011)

Parâmetro	Valor Utilizado	Unidade
<i>Vesilind settling velocity</i> (velocidade de sedimentação da interface)	12,7	m·h <sup>-1</sup>
<i>Maximum settling velocity</i> (máxima velocidade de sedimentação)	12,7	m·h <sup>-1</sup>
<i>Hidered settling parameter</i>	0,00036	L·mg <sup>-1</sup>
<i>Discrete parameter</i> (parâmetro de clarificação)	0,064	L·mg <sup>-1</sup>
<i>Onset of flocculation</i>	250	mg·L <sup>-1</sup>
<i>Non-settleble fraction</i> (parcela não sedimentável)	0,001	Adimensional

**Tabela 32:** Resultado da validação após reavaliação dos parâmetros do modelo (2011)

	Parâmetro	Valor Médio da Série	Valor obtido pelo modelo	Unidade	Diferença
Reator	SS	2403	<b>2403</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-
	Relação SSV/SS	0,79	<b>0,79</b>	Ad.	-
Efluente	SS	20,63	<b>20,62</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-
	DQOt	48,25	<b>49,45</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+2,5%
	Nitratos	5,67	<b>6,15</b>	mg·L <sup>-1</sup>	+8,5%
	Amônia	14,02	<b>13,61</b>	mg·L <sup>-1</sup>	-2,9%
	Relação SSV/SS	-	<b>0,79</b>	Ad.	-

Portanto, considerou-se o modelo validado, já que ele pode modelar a ETE em duas épocas diferentes, com afluentes diferentes e características operacionais diferentes somente com a alteração de dois parâmetros no reator e adequação dos parâmetros do decantador.

Por meio dos resultados demonstrados na calibração e validação do modelo, faz-se uma avaliação do sistema em operação no ano de 1999-2000 e no ano de 2011.

Através da média dos resultados da amostragem realizada por Bento (2000) e da análise do sistema calibrado e modelado é possível fazer uma análise do funcionamento do sistema em operação.

A concentração de SSTA no tanque de aeração apresenta-se em um nível bastante elevado para um sistema de lodos ativados de aeração prolongada (7915 mg·L<sup>-1</sup>). De acordo com Von Sperling (1997), em sistema de lodos ativados a concentração de SSTA deve estar entre 3500 mg·L<sup>-1</sup> e 5000 mg·L<sup>-1</sup>. Sendo assim, o sistema apresenta uma baixíssima relação A/M e uma alta idade do lodo (cerca de 76 dias).

Também por conta disso, há uma alta perda de sólidos junto ao efluente final o que eleva os valores da DQO efluente, porém em termos de DBO efluente e carga nitrogenada o sistema obteve eficiências muito boas.

Observa-se, portanto, que a concentração de SSTA no tanque de aeração era provavelmente uma opção operacional, já que o lodo excedente do sistema se apresenta bastante concentrado. Além disso, a eficiência do sistema nos principais parâmetros de interesse estava a níveis adequados.

Fazendo uma análise semelhante para o ano de 2011, observa-se que o reator de lodos ativados está com os parâmetros operacionais bastante diferentes do ano de 1999-2000. A concentração de SSTA encontra-se próximo a outro limite operacional, o de concentração mínima de SSTA para sistemas de lodos ativados aeração prolongada. Sendo assim, a idade do lodo encontra-se a níveis bem menores do que o sistema no ano de 1999-2000 (cerca de 13 dias).

Porém, a exemplo da análise anterior, o sistema também produz um efluente com qualidade satisfatória, estando dentro dos limites exigidos pela legislação. Em termos de DQO efluente, a concentração é menor do que a do sistema no ano de 1999-2000, por conta principalmente da menor perda de sólidos do decantador secundário. Porém em termos da carga nitrogenada, a concentração efluente de amônia é bem maior.

### **5.3. Resultados e discussão dos cenários propostos**

#### **5.3.1. Cenário Base (Cenário 0)**

O Cenário Base, ou Cenário 0, é o cenário inicial para as simulações de todos os cenários posteriores. Ele representa a ETE modelada em operação no ano de 2011 através dos resultados médios (no estado estacionário). A Tabela 33 apresenta os principais parâmetros de entrada deste cenário, do reator, do sistema e o efluente da estação em funcionamento pelo modelo.



**Tabela 33:** Principais parâmetros do Cenário Base ou 0

	<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
Afluente	Vazão	<b>1080</b>	m <sup>3</sup> ·h <sup>-1</sup>
	DQOt	<b>503,1</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	DBO <sub>5</sub>	<b>302,8</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	NT	<b>57,9</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	N-NH <sub>4</sub>	<b>41,28</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	SS	<b>210,3</b>	mg·L <sup>-1</sup>
Reator	SS	<b>2403</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	Relação SSV/SS	<b>0,79</b>	-
Efluente	SS	<b>20,25</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	DQO <sub>5</sub>	<b>49,45</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	Nitratos	<b>6,15</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	Amônia	<b>13,61</b>	mg·L <sup>-1</sup>
	Razão de recirculação (duas bombas em operação)	<b>1,20</b>	-
	Vazão de retorno adensador (uma bomba em operação)	<b>15</b>	L·s <sup>-1</sup>

### 5.3.2. Cenários de Vazão e Concentração (1 a 12)

Nos Cenários de número 1 a 12 foram simuladas a influência das mudanças de carga e vazão afluente à ETE na qualidade do efluente. Esta variação foi obtida através da variação dos parâmetros vazão afluente e concentração de NT, NH<sub>4</sub>, SS, DQOt e DBO<sub>5</sub> afluentes.

Em alguns casos, o parâmetro de operação “Razão de Recirculação” necessitou ser alterado, a fim de se manter a característica de duas bombas em operação.

#### 5.3.2.1. Cenários 1 a 4

Nos Cenários de 1 a 4 foram modelados a variação da vazão afluente a estação.

O Cenário 1 foi modelado com uma vazão afluyente de 120% da vazão usual da estação, sendo assim a razão de recirculação foi diminuída para um  $R = 1.00$ . O Cenário 2 com uma vazão de 150% da inicial e  $R = 0.80$ . O Cenário 3 com uma vazão de 80% da inicial e  $R = 1.50$ . Já o Cenário 4 com uma vazão de 50% da inicial e  $R = 2.40$ .

A Tabela 34 apresenta as concentrações de SS, DQOt, Amônia e Nitrato no efluente final após o estado estacionário ser obtido em cada um dos cenários simulados. Os gráficos com a variação dinâmica do sistema até a chegada ao estado estacionário estão localizados no Apêndice 1, item 8.

**Tabela 34:** Resultados dos Cenários 1 a 4

	SS (mg·L <sup>-1</sup> )	DQO (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Nitrato (mg·L <sup>-1</sup> )
Inicial (Q=100%)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 1 (Q=120%)	23.78	53.87 (89%)	35.06 (15%)	0.14
Cenário 2 (Q=150%)	29.64	61.19 (88%)	37.83 (8%)	0.00
Cenário 3 (Q=80%)	16.97	45.31 (91%)	6.54 (84%)	8.41
Cenário 4 (Q=50%)	12.78	39.86 (92%)	2.11 (95%)	8.97

Com um aumento da vazão, há um aumento da carga de sólidos da carga orgânica e da nitrogenada afluyente ao sistema e consequentemente um aumento da perda de sólidos efluente do sistema, porém com uma pequena significância. Essa perda de sólidos tem como principal motivo a sobrecarga do decantador secundário pelo aumento da vazão.

Por conta dessa maior perda de sólidos, há também um aumento da DQOt de saída, advinda principalmente da DQOparticulada conjuntamente aos sólidos. Observa-se, portanto, que a eficiência do sistema em termos de DQO mantém-se praticamente inalterada, já que o aumento na DQO de saída é gerado pela perda de sólidos junto ao efluente final.

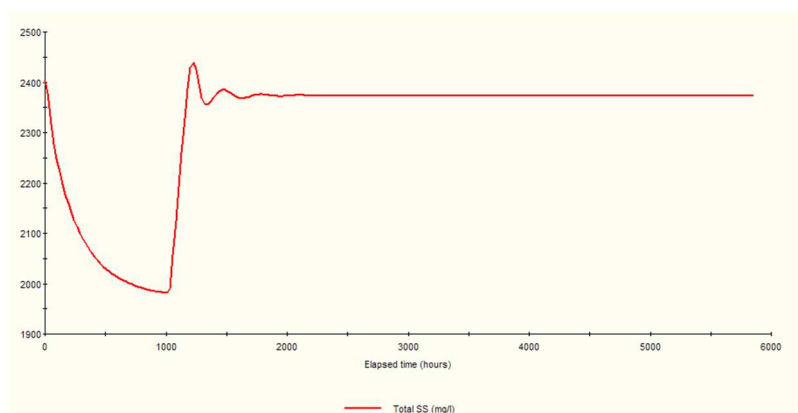
Em termos da carga nitrogenada, o aumento da vazão prejudicou bastante o sistema em termos de nitrificação. Com um aumento de 50% da vazão, a eficiência na remoção de amônia foi de menos de 10% (entrada de  $41,28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e saída de  $37,83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Uma das possíveis causas para este comportamento está na dinâmica de crescimento bacteriano no sistema de lodos ativados. Segundo Von Sperling (1997), a taxa de crescimento de microorganismos nitrificantes é mais lenta que a dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea. Sendo assim, no caso da vazão em 150% da vazão inicial, a idade do lodo do sistema não é o suficiente para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes (autotróficas).

Já a desnitrificação, nesse caso, foi prejudicada tanto pela falta de nitrificação dos reatores, como pela menor razão de recirculação que se tornou menor pela limitação das bombas de recirculação, já que a vazão de recirculação manteve-se fixa.

De forma similar, com a diminuição da vazão o decantador secundário obteve uma eficiência ainda maior na remoção dos sólidos em suspensão, diminuindo assim a concentração de DQO efluente. Além disso, a nitrificação ocorreu de forma ainda mais acentuada, além da desnitrificação que esteve mais presente por conta da maior razão de recirculação obtida no sistema.

Outra observação importante foi que no cenário de número 4 houve um erro do programa durante a transição entre os estados estacionários (dinâmica), no qual o modelo não conseguiu manter os sólidos em suspensão do reator ao nível adequado de operação (Figura 16). Este erro é causado pela não resposta do programa na variação da vazão de retirada de lodo, que deve ser adequada conforme as características do afluente. Sendo assim, os resultados obtidos durante este período devem ser analisados com cuidado.

É importante também lembrar que, conforme as considerações apresentadas anteriormente, o OD no reator é mantido constante, o que pode não ser possível na ETE real devido a limitação de potência dos aeradores.



**Figura 15:** Gráfico da concentração de SS no reator do Cenário 4 ( $Q = 50\%$  e  $R = 2.40$ )

### 5.3.2.2. Cenários 5 a 8

Nos Cenários de 5 a 8 foram modelados a variação da concentração de DQOt, DBOtotal,  $N-NH_4$ , Nt, e SS afluente a estação.

O Cenário 5 foi modelado com uma concentração afluente dos parâmetros acima citados de 120% da concentração usual da estação. O Cenário 6 com uma concentração de 150% da usual. O Cenário 7 com uma concentração de 80% da usual. Já o Cenário 8 com uma concentração de 50% da usual.

**Tabela 35:** Resultados dos Cenários 5 a 8

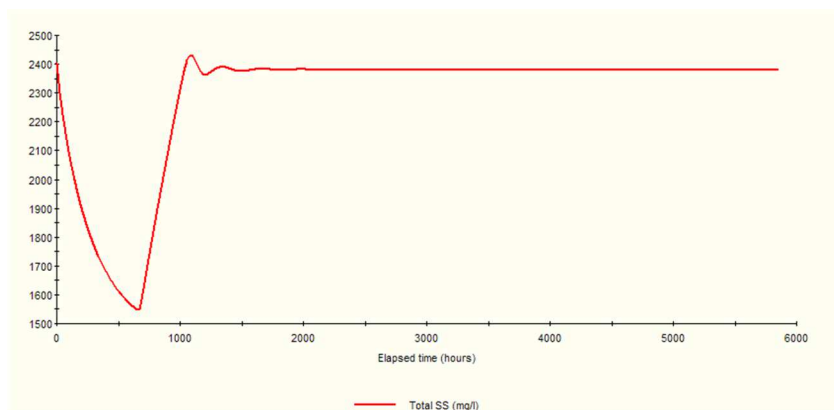
	SS ( $mg \cdot L^{-1}$ )	DQO ( $mg \cdot L^{-1}$ ) (Eficiência)	Amônia ( $mg \cdot L^{-1}$ ) (Eficiência)	Nitrato ( $mg \cdot L^{-1}$ )
Inicial (C=100%)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 5 (C=120%)	20.22	54.69 (91%)	40.82 (18%)	0.20
Cenário 6 (C=150%)	21.37	63.77 (91%)	56.85 (8%)	0.01
Cenário 7 (C=80%)	20.28	44.12 (89%)	6.53 (80%)	7.05
Cenário 8 (C=50%)	20.68	36.22 (85%)	2.17 (89%)	6.60

De forma análoga aos Cenários 1 a 4, onde foi modelada a variação da vazão, a variação da concentração trouxe resultados similares. Com o aumento da carga afluenta, houve um aumento da concentração de DQO efluente a estação, porém agora não por conta da maior perda de sólidos e influência do decantador secundário, mas sim pela menor eficiência do reator de lodos ativados em oxidar toda a matéria orgânica carbonácea afluenta.

A nitrificação foi novamente bastante prejudicada, trazendo novamente eficiências de remoção de amônia irrisórias, somente 8.1% (entrada de  $61.92 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e saída de  $56.85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Consequentemente, a desnitrificação também foi prejudicada. Já que como o processo de nitrificação foi prejudicado, a concentração de nitrato no efluente final foi menor também.

A diminuição na carga de entrada resultou em uma melhor eficiência do sistema em geral, tanto em termos de nitrificação, desnitrificação e remoção da matéria carbonácea. Somente a concentração de sólidos no efluente se manteve praticamente constante, já que a perda de sólidos junto ao efluente final é influenciada principalmente pela vazão e concentração de sólidos em suspensão afluenta ao decantador secundário.

Outra observação a ser feita é que no Cenário 8, da mesma maneira que o Cenário 4, o modelo não conseguiu manter a concentração de sólidos em suspensão no reator no nível de operação durante a fase dinâmica (Figura 17). Os motivos deste erro já foram discutidos no item anterior. Sendo assim, os resultados obtidos durante este período devem ser analisados com cuidado.



**Figura 16:** Gráfico da concentração de SS no reator do Cenário 8 (C = 50%)

### 5.3.2.3. Cenários 9 a 12

Nos Cenários de 9 a 12 foram modelados a variação da concentração de DQOt, DBOtotal, N-NH<sub>4</sub>, Nt, e SS afluente e vazão afluente a estação simultaneamente. Estes cenários aproximam-se do caso hipotético de diluição do afluente (período de chuvas) e concentração do afluente (período de seca). Porém, por serem trabalhados no estado estacionário, os resultados indicam uma diluição ou concentração constante e duradoura do afluente a ETE.

O Cenário 9 foi modelado com uma concentração afluente dos parâmetros acima citados de 50% da concentração usual da estação e uma vazão de 150% da usual. O Cenário 10 com uma concentração de 80% da usual e vazão de 120% da usual, ambos indicando uma diluição do afluente. Já o Cenário 11 apresenta uma concentração de 120% da usual e vazão de 80% da usual. E o Cenário 12 com uma concentração de 150% da usual e vazão de 50% da usual, indicando assim uma concentração do afluente.

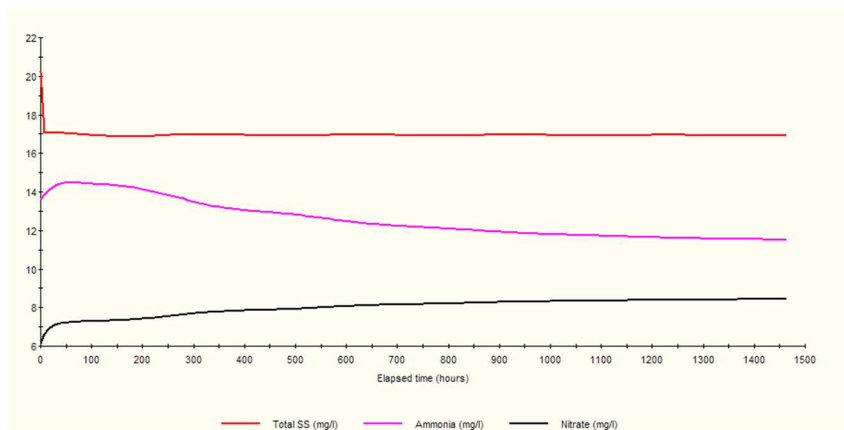
Além disso, por conta da variação da vazão e a fim de se manter a operação do sistema de recirculação de lodo com duas bombas em operação, as razões de recirculação foram adequadas para cada cenário. Cenário 9 com R = 0.80, Cenário 10 com R = 1.00, Cenário 11 com R = 1.50 e Cenário 12 com R = 2.40.

**Tabela 36:** Resultados dos Cenários 9 a 12

	SS (mg·L <sup>-1</sup> )	DQO (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Nitrato (mg·L <sup>-1</sup> )
Inicial (Q=100% C=100%)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 9 (Q=150% C=50%)	30.11	47.90 (81%)	5.79 (72%)	4.46
Cenário 10 (Q=120% C=80%)	23.82	48.54 (88%)	11.26 (66%)	5.28
Cenário 11 (Q=80% C=120%)	16.94	50.54 (92%)	11.36 (77%)	8.49
Cenário 12 (Q=50% C=150%)	12.33	52.40 (93%)	5.73 (91%)	10.50

Nos Cenários 10 e 11, onde houve um incremento e diminuição de 20% na vazão ou concentração, os resultados ficaram muito próximos dos valores iniciais do sistema em funcionamento. No caso da vazão superior, houve um pequeno incremento na perda de sólidos, porém com diminuição da DQO efluente. Já no caso da concentração superior, houve um incremento na DQO de saída e diminuição dos SS no efluente. Em termos da carga nitrogenada os valores ficaram também bastante próximos aos iniciais.

Observa-se, portanto, nesses dois cenários (10 e 11), que a diluição do afluente e concentração deste em pequena escala não trouxe nenhum tipo de problema ao efluente final da estação após o estado estacionário. Analisando a dinâmica de transição, o Cenário 11 apresentou uma configuração interessante, onde a concentração de amônia sobe por algumas horas antes iniciar a diminuir. Dependendo do caso e da variação do afluente a ETE, é possível que este tipo de comportamento traga alguns problemas ao efluente final por algumas horas do dia.



**Figura 17:** Gráfico do efluente do Cenário 11 (Dinâmica)

Com relação aos Cenários 9 e 12, em termos de DQO e SS, os cenários se comportaram de forma similar aos cenários 10 e 11. Já com relação à carga nitrogenada, o comportamento também foi similar, havendo no caso do Cenário 12 uma maior nitrificação e eficiência na remoção de amônia, e no Cenário 9 uma diminuição das concentrações relativa a diminuição da carga nitrogenada afluente.

Novamente, a exemplo dos Cenários 4 e 8, o Cenário 9 também apresentou problemas na transição entre os estados estacionários.

#### **5.3.2.4. Análise dos Cenários 1 a 12**

Fazendo uma análise geral dos cenários de variação de vazão e concentração do afluente, observa-se que a ETE estudada e o sistema de lodos ativados em si é bastante estável as variações de carga, principalmente em termos de DQO e sólidos. Mesmo com variações de 50% na vazão e concentração, o sistema ainda apresentava valores de DQO e SS no efluente a valores pouco diferentes dos usuais encontrados para o sistema em operação.

Já em termos da carga nitrogenada, o sistema apresentou-se bastante sensível as variações. A nitrificação foi prejudicada em boa parte dos cenários modelados em que o sistema operava em sobrecarga. A menor nitrificação acabava por influenciar a desnitrificação, que também é dependente da razão de recirculação adotada, já que a vazão de recirculação manteve-se fixa.

#### **5.3.3. Cenários de Operação (13 a 18)**

Nos Cenários de número 13 a 18 foram simuladas a influência no efluente final da ETE pela mudança nas variáveis de operação da estação. Os casos modelados foram a variação na razão de recirculação adotada e a concentração de sólidos em suspensão no reator desejável.

##### **5.3.3.1. Cenários 13 e 14**

Nos Cenários 13 e 14 foram avaliadas a mudança na razão de recirculação adotada. O Cenário 13 apresenta a operação do sistema com somente uma bomba de recirculação de lodo em funcionamento, sendo assim a razão de recirculação  $R$  é igual a 0.72. Já o Cenário 14 apresenta a operação com três bombas de recirculação, ou seja,  $R = 1.33$ .



**Tabela 37:** Resultados dos Cenários 13 e 14

	<b>SS (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>	<b>DQO (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b> (Eficiência)	<b>Amônia (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b> (Eficiência)	<b>Nitrato (<math>\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}</math>)</b>
Inicial (R = 1.20)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 13 (R = 0.72)	17.65	46.40 (91%)	13.51 (67%)	7.71
Cenário 14 (R = 1.33)	20.93	50.25 (90%)	13.63 (67%)	5.84

A mudança na razão de recirculação pouco alterou a qualidade do efluente do sistema. Com uma menor razão de recirculação, houve uma menor vazão na entrada do decantador secundário, resultando assim em uma melhor eficiência na remoção de SS. Com isso, a DQO efluente teve uma leve diminuição. Porém, com o menor “R”, houve uma menor desnitrificação do sistema, observada pela não alteração da amônia e leve aumento na concentração de nitratos.

No Cenário 14, com uma razão de recirculação maior que a usual, os resultados foram opostos ao Cenário 13. A DQO e SS sofreram um leve aumento e a desnitrificação foi levemente alterada, com uma concentração de nitrato no efluente final menor que a inicial (maior desnitrificação).

É importante lembrar que esses cenários apresentam o sistema em um estado médio e estacionário, sendo que usualmente na ETE a razão de recirculação é contrabalançada pela variação diária na vazão afluente.

Portanto, estes dois cenários tem por objetivo verificar o grau de influência da razão de recirculação no sistema, e não buscar um “R” ideal.

### 5.3.3.2. Cenários 15 a 18

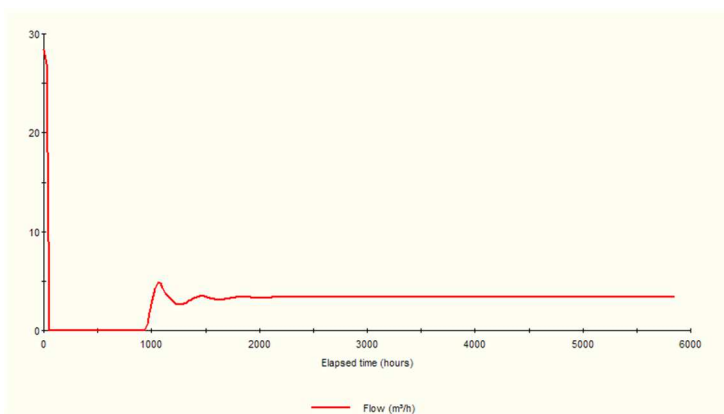
A concentração de sólidos em suspensão no reator é um dos parâmetros de operação mais utilizados em ETEs, conforme exemplificado anteriormente. Este parâmetro está relacionado diretamente com a vazão de retirada de lodo do sistema e da vazão e concentração na linha de recirculação. A idade do lodo, outro parâmetro bastante utilizado para a operação de ETEs de lodos ativados, também é relacionada à concentração de sólidos em suspensão no reator.

Segundo os operadores da ETE de estudo, o controle dos sólidos em suspensão no reator é feito de modo simplificado através do parâmetro sólidos sedimentáveis. Acredita-se que haja uma relação entre os sólidos sedimentáveis e os sólidos em suspensão no tanque de aeração (SSTA), porém uma análise através do segundo parâmetro (SSTA) é muito mais precisa que através dos sólidos sedimentáveis.

Sendo assim, buscou-se modelar uma ampla variedade de SSTA com o objetivo de se avaliar o sistema em diferentes idades do lodo e modos de operação através desse parâmetro.

O Cenário 15 apresenta os resultados com uma concentração de SSTA de  $2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , o Cenário 16 de  $3500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , o Cenário 17 de  $4500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e o Cenário 18 de  $6000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Os Cenários 15 e 18 apresentam uma condição crítica para o sistema, onde a concentração de SSTA está próxima aos valores mínimos e máximos adequados para um sistema de lodos ativados de aeração prolongada. Segundo Von Sperling (1997), a concentração de SSTA para esse tipo de sistema deve estar entre 3500 e 5000.

A fim de elevar ou diminuir a concentração de SSTA, o programa trabalhou com a vazão de retirada do lodo excedente. Um exemplo desta variação é apresentado na Figura 19, no qual a vazão de retirada de lodo do sistema é levada a zero por vários dias a fim de elevar a concentração de SSTA para o nível esperado. Após a chegada ao nível desejado, é retomada a retirada de lodo do sistema, porém agora em uma vazão diferente da inicial, já que a concentração de sólidos no lodo retirado é maior que o inicial.



**Figura 18:** Gráfico da vazão de retirada de lodo no Cenário 18 (SSTA= $6000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

**Tabela 38:** Resultados dos Cenários 15 a 18

	<b>SS (mg·L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO (mg·L<sup>-1</sup>)</b> (Eficiência)	<b>Amônia (mg·L<sup>-1</sup>)</b> (Eficiência)	<b>Nitrato (mg·L<sup>-1</sup>)</b>
Inicial (SSTA=2403)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 15 (SSTA=2000)	17.62	46.60 (91%)	35.45 (14%)	0.12
Cenário 16 (SSTA=3500)	27.94	57.79 (89%)	5.01 (88%)	10.14
Cenário 17 (SSTA=4500)	35.16	65.38 (87%)	3.66 (91%)	10.97
Cenário 18 (SSTA=6000)	47.62	78.20 (84%)	2.92 (93%)	11.56

Com a diminuição dos sólidos em suspensão no tanque de aeração (Cenário 15), houve uma leve redução na concentração efluente de SS e DQO, porém a nitrificação foi bastante prejudicada. A eficiência na remoção de amônia neste cenário foi de apenas 8,6% (entrada de 41,28mg·L<sup>-1</sup> e saída de 35,35 mg·L<sup>-1</sup>). O provável motivo desta baixa nitrificação é por conta da menor quantidade de biomassa disponível no reator para realizar a nitrificação.

O aumento dos SSTA (Cenários 16, 17 e 18) apresentou resultados similares, mudando somente a grandeza. Os cenários apresentaram uma maior eficiência na remoção de amônia, caracterizada por uma maior nitrificação, porém com uma maior perda de sólidos do decantador para o efluente final. Por conta disso, a carga efluente de DQO do sistema também foi maior, já que boa parte da DQO efluente está em sua forma particulada e aderida a biomassa (SSV).

Outro ponto importante possível de se analisar é a idade do lodo correspondente em cada cenário. Através dos parâmetros do cenário inicial, observa-se que este opera com uma idade do lodo de cerca de 13 dias, conforme a concentração de SSTA aumenta, a idade do lodo também aumenta, e o inverso também. No Cenário 15 a idade do lodo é de cerca de 10 dias, no Cenário 16 de 21 dias, no Cenário 17 de 31 dias e no Cenário 18 de 53 dias.

Observa-se, portanto, que os cenários de número 15, 18 e o Cenário inicial se encontram fora de uma faixa adequada de valores para um sistema de lodos ativados aeração prolongada usual. Segundo Von

Sperling (1997), a idade do lodo para esse tipo de sistema deve estar entre 18 e 30 dias.

A exemplo dos Cenários 4, 8 e 9, o Cenário 15 também apresentou problemas na transição entre os estados estacionários.

### **5.3.3.3. Análise dos Cenários 13 a 18**

Os cenários de operação apresentam visão geral das variáveis de operação passíveis de serem alterados num sistema de lodos ativados (vazão de recirculação e retirada do lodo excedente). Através destas duas variáveis é possível operar o sistema de diversas formas, em termos de SSTA, idade do lodo, razão de recirculação, relação A/M, etc.

Outra variável de operação normalmente analisada é a concentração de oxigênio dissolvido no reator de lodos ativados, porém, constatou-se que pequenas variações não afetavam o sistema de forma significativa, sendo assim não foram feitas modelagens da variação do OD. Apesar disso, é essencial manter a concentração de OD em níveis adequados para o bom funcionamento e operação de um sistema de lodos ativados.

Portanto, fazendo uma análise geral desses cenários, observa-se que a desnitrificação é diretamente afetada pela razão de recirculação adotada. Porém, nos casos estudados, a razão de recirculação não trouxe nenhuma outra grande mudança no efluente final.

Já a concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração se mostrou como um dos principais parâmetros de controle do sistema de lodos ativados, sendo o efluente final bastante modificado através de sua variação.

Através de uma análise das modelagens apresentadas seria possível encontrar um valor ideal de SSTA a ser mantido a fim de se obter uma determinada qualidade do efluente final em termos de DQO e Nitrogênio. Para a ETE analisada, durante a busca de uma concentração ideal, devem-se verificar as legislações pertinentes e qual parâmetro apresentaria uma maior importância, já que com um aumento da DQO efluente, há uma diminuição da amônia e vice-versa.

Porém, é importante lembrar que os resultados apresentados são resultados de uma modelagem e considerando o sistema no estado estacionário, ou seja, sem as variações dinâmicas do dia-a-dia da ETE. Sendo assim, deve-se ter cautela em levar os resultados dessa modelagem para a escala real, já que valores próximos aos limites da legislação podem ser ultrapassados em determinadas condições de

operação. Isso é facilmente observado nas análises de eficiência do sistema, que apresentaram uma grande variação de valores em um curto período de tempo.

5.3.4. Cenários de Crise (19 a 21)

Nos Cenários de número 19 a 21 foram simuladas situações de crise as quais dificilmente ocorreriam em uma ETE, ou caso ocorressem seria por um período de tempo curto. Os casos modelados foram a retirada do lodo excedente da estação tendendo a zero, o desligamento das bombas de recirculação de lodo (R=0.00) e a utilização de somente um dos dois reatores de lodos ativados.

5.3.4.1. Cenário 19

Neste cenário foi analisado o sistema após a diminuição da vazão de retirada do lodo do sistema de 28,41 m³.hora<sup>-1</sup> para o valor irrisório de 0,20 m³.hora<sup>-1</sup>. Este valor de 0,20 m³.hora<sup>-1</sup> foi adotado, pois o modelo não aceitava um valor “zero” de vazão de retirada do lodo excedente.

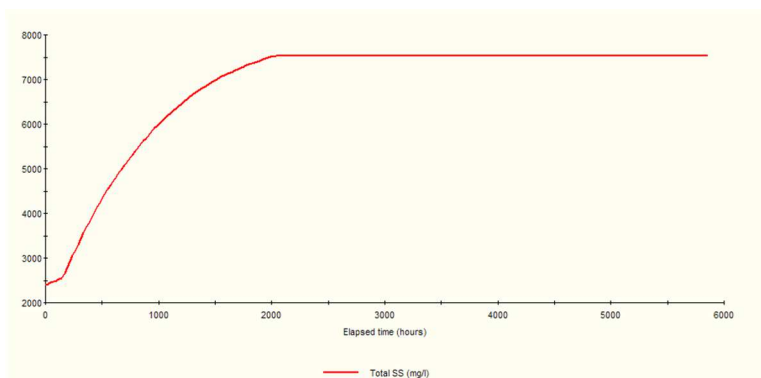
Tabela 39: Resultado do Cenário 19

	SS (mg·L <sup>-1</sup> )	DQO (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Nitrato (mg·L <sup>-1</sup> )
Inicial (Qexd=28.41)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 19 (Qexd=0.20)	118.68	154.06 (69%)	2.59 (94%)	11.88

Por conta da cessão da retirada de lodo excedente do sistema, a concentração de sólidos em suspensão no reator aumentou consideravelmente. Este aumento trouxe uma gigantesca perda de sólidos junto ao efluente final e consequentemente um aumento da DQO de saída. Também por conta disso, a nitrificação no reator é aumentada, diminuindo assim a presença de amônia e aumento de nitratos com o efluente.

Observa-se, portanto, que a ETE ainda apresenta uma eficiência tanto na remoção de amônia, quanto de carga orgânica. Isso é devido a oxigenação presente no reator que faz a degradação da matéria orgânica

em partes. Outro ponto interessante é que a concentração de SSTA não aumenta indefinidamente, ela encontra um ponto de equilíbrio entre o crescimento da biomassa e decaimento desta (SSTA em torno de  $7500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Figura 20).



**Figura 19:** Gráfico da concentração de SSTA (Cenário 19)

Além disso, o sistema demorou cerca de 80 dias para a concentração de SSTA alcançar o equilíbrio citado. Sendo que, até este momento, a concentração de DQO no sistema não apresentava valores absurdamente altos (cerca de  $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ).

Analisando esta dinâmica de transição, é possível inferir que o sistema pode ficar alguns dias sem a retirada do lodo excedente, por qualquer motivo em especial, sem que isso prejudique a eficiência do sistema de forma expressiva.

#### 5.3.4.2. Cenário 20

Neste cenário foi analisado o sistema com uma razão de recirculação igual a zero, ou seja, sem recirculação do lodo. Este caso simula um possível problema em todas as bombas de recirculação do sistema. Este cenário é bastante improvável, já que a ETE conta com três motobombas para recirculação do lodo, sendo que conforme o Cenário 13, uma bomba somente é capaz de manter o sistema em condições operacionais.

Tabela 40: Resultado do Cenário 20

	SS (mg·L <sup>-1</sup> )	DQO (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Nitrato (mg·L <sup>-1</sup> )
Inicial (R=1.20)	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 20 (R=0.00)	175.63	236.33 (53%)	37.15 (10%)	0.01

Sem a recirculação do lodo o sistema perdeu sua caracterização como um sistema de lodos ativados, além de perder grande parte de sua eficiência, tanto em termos de nitrificação como em remoção de sólidos e matéria orgânica. A eficiência gerada no sistema deve-se provavelmente a retirada do lodo do sistema e do fornecimento de oxigênio no tanque de aeração de lodos ativados.

Ao contrário do cenário anterior, a concentração de SSTA agora caiu até encontrar um ponto de equilíbrio, pois sem a recirculação, os sólidos concentrados no decantador não voltam ao tanque de aeração (Figura 21).

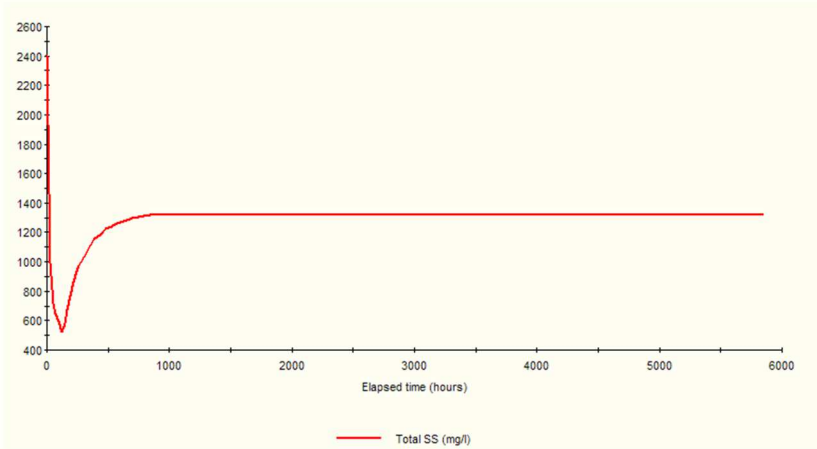


Figura 20: Gráfico da concentração de SSTA (Cenário 20)

Porém, de forma similar ao caso anterior, observou-se uma demora de cerca de 30 dias do sistema para alcançar este equilíbrio e prejudicar o sistema completamente. Sendo que, antes dos 30 dias, a concentração de DQO e SS no efluente diminuíram. Já a concentração

de amônia e nitratos tiveram uma resposta muito mais rápida (cerca de 2 dias), diminuindo e aumentando respectivamente em menos de dois dias após o fechamento da linha de recirculação (Figura 22).

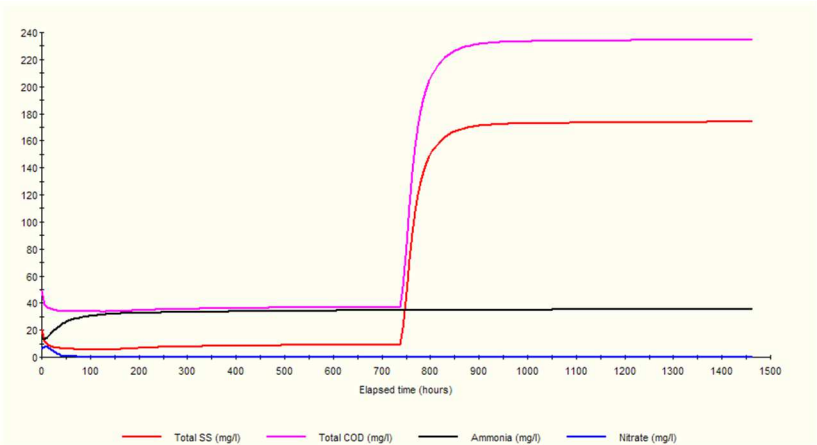


Figura 21: Gráfico do efluente (Cenário 20)

5.3.4.3. Cenário 21

Neste cenário foi analisado o sistema com somente um dos dois tanques de aeração em funcionamento. Simulando uma possível parada de um dos tanques para manutenção.

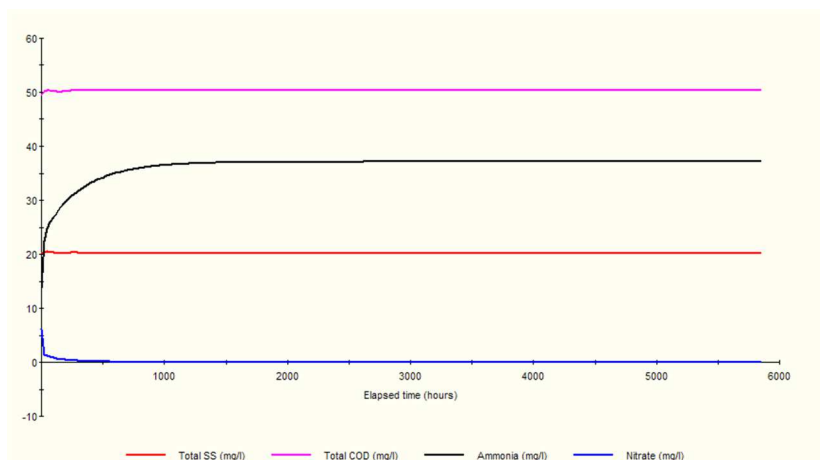
Tabela 41: Resultado do Cenário 21

	SS (mg·L <sup>-1</sup> )	DQO (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Amônia (mg·L <sup>-1</sup> ) (Eficiência)	Nitrato (mg·L <sup>-1</sup> )
Inicial	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 21	20.24	50.39 (90%)	37.11 (10%)	0.00

Observa-se que a utilização de somente um tanque de aeração para o tratamento (metade do usual) somente prejudicou o sistema em termos de nitrificação. A DQO manteve-se praticamente constante e a concentração de sólidos em suspensão também.



Já analisando a dinâmica da transição, a nitrificação é instantaneamente prejudicada (concentração de nitratos cai a praticamente zero rapidamente), porém a concentração de amônia no efluente final sobe lentamente até encontrar o seu equilíbrio (Figura 23).



**Figura 22:** Gráfico do efluente (Cenário 21)

#### 5.3.4.4. Análise dos Cenários 19 a 21

Fazendo uma análise geral dos cenários de crise, é possível concluir que o sistema é estável até certo ponto. Nos primeiros dias após a cessão da retirada de lodo do sistema, o desligamento da linha de recirculação ou a utilização de somente um tanque de aeração para o tratamento, o sistema se comportou bem, mantendo muitas vezes a eficiência anterior.

Porém, ao se manter o sistema por um largo período de tempo nas condições de crise estudadas, a eficiência global do sistema foi geralmente bastante prejudicada nas concentrações efluentes de DQO, sólidos e nitrogênio. Exceto no caso do Cenário 21, onde a eficiência foi prejudicada somente em termos da carga nitrogenada.

#### 5.3.5. Outros Cenários (22 a 25)

Nos Cenários de número 22 a 24 foram simulados outras situações que possam ser de interesse para os operadores da ETE e que

possam ser utilizadas pela companhia responsável como base para decisão em possíveis atualizações do sistema.

Os Cenários 22 e 23 apresentam a simulação da ETE com a criação de uma nova linha de recirculação, entre o tanque de aeração e o seletor biológico. O Cenário 24 simula a criação de uma nova zona anóxica no reator e o Cenário 25 simula a construção de um quarto decantador, mantendo-se o sistema com dois reatores.

### 5.3.5.1. Cenários 22 e 23

Nestes cenários foram analisadas a criação de uma razão de recirculação interna entre o tanque de aeração e o seletor biológico. No Cenário 22, a razão de recirculação interna adotada foi de 100%, já no Cenário 23 a razão de recirculação adotada foi de 200%.

**Tabela 42:** Resultados dos Cenários 22 e 23

	SS ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	DQO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Eficiência)	Amônia ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Eficiência)	Nitrato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
Inicial	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 22 (Rint=1.00)	20.25	49.44 (90%)	13.70 (67%)	4.42
Cenário 23 (Rint=2.00)	20.25	49.43 (90%)	13.73 (67%)	3.48

A inclusão da razão de recirculação interna trouxe uma maior presença de desnitrificação, já que a concentração de amônia pouco se alterou e a de nitratos diminuiu. Porém, este foi o único ganho ao sistema pela introdução desta nova recirculação.

### 5.3.5.2. Cenário 24

Neste cenário foi analisada a criação de uma nova zona anóxica no reator de lodos ativados. A zona anóxica criada tem o mesmo volume da zona anóxica já presente no sistema e foi localizada após a zona aerada (pós-anóxica), tomando parte do volume aerado anterior.

O objetivo deste cenário seria verificar o efeito de uma zona pós-anóxica na capacidade de desnitrificação do sistema.

**Tabela 43:** Resultado do Cenário 24

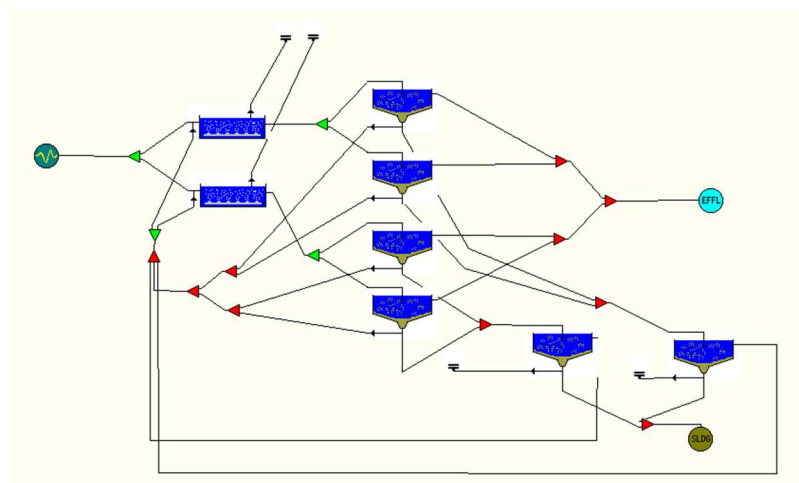
	<b>SS (mg·L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO (mg·L<sup>-1</sup>) (Eficiência)</b>	<b>Amônia (mg·L<sup>-1</sup>) (Eficiência)</b>	<b>Nitrato (mg·L<sup>-1</sup>)</b>
Inicial	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 24 (Pós-anóxica)	20.25	49.24 (90%)	34.14 (17%)	0.06

A inclusão da nova zona anóxica prejudicou a nitrificação do sistema. As razões para este comportamento não foram encontradas, porém um dos motivos pode ser o menor volume da parte aerada, já que conforme os outros cenários a nitrificação é bastante sensível às variações do sistema.

### 5.3.5.3. Cenário 25

Neste cenário foi analisada a construção de um 4º decantador para a ETE, mantendo-se o sistema com dois reatores biológicos. A construção do quarto decantador já é prevista no projeto da estação em uma etapa futura de ampliações, porém é previsto junto com a construção do decantador a construção de um novo reator biológico.

O decantador adicionado à estruturação do sistema foi modelado com as mesmas características dos outros decantadores. A Figura 24 apresenta a estruturação deste cenário no programa.



**Figura 23:** Estruturação do modelo (Cenário 25)

**Tabela 44:** Resultado do Cenário 25

	SS ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	DQO ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Eficiência)	Amônia ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Eficiência)	Nitrato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
Inicial	20.25	49.45 (90%)	13.61 (67%)	6.15
Cenário 25 (4º Dec.)	14.82	43.06 (91%)	13.61 (67%)	6.15

A inclusão do 4º decantador trouxe uma menor concentração de sólidos em suspensão do efluente, o que traz consigo uma diminuição também da DQO efluente do sistema. Já a carga nitrogenada não sofreu nenhuma alteração, já que o decantador no modelo não tem atribuído em sua modelagem reações biológicas.

#### 5.3.5.4. Análise dos Cenários 22 a 25

Fazendo uma análise geral dos Cenários 22 a 25, observa-se que no geral as alternativas simuladas não trouxeram grandes benefícios para a ETE. A criação de uma razão de recirculação interna no reator pode ser interessante caso se deseje uma maior desnitrificação do sistema. A construção do quarto decantador, caso se deseje diminuir a

concentração de sólidos e DQO efluente. Já a criação da zona pós-anóxica, no caso estudado, não trouxe nenhum benefício à estação.

Sendo assim, conclui-se que seriam necessários outros estudos ou simulações antes de se aplicar algumas das atualizações modeladas.

## 6. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Através dos resultados apresentados fazem-se as seguintes conclusões:

- O modelo ASM1 foi capaz de se adaptar a ETE em operação após a calibração de seis parâmetros do modelo e foi considerado validado após a verificação da calibração e adaptação de dois dos parâmetros previamente calibrados.
- O modelo ASM1 e o programa WRc STOAT mostraram-se bastante práticos para a modelagem de sistemas de lodos ativados em operação, sem haver uma necessidade extensiva de dados, nem de um conhecimento computacional elevado.
- O modelo também se mostrou como uma ótima ferramenta de predição às possíveis transformações que a ETE está sujeita.
- O sistema de lodos ativados da ETE estudada apresentou-se bastante estável em diversas das situações analisadas nos Cenários de 1 a 25. Acredita-se que esta característica esteja relacionada ao sistema de lodos ativados em si.
- Nos cenários onde a ETE operava em uma situação de sobrecarga, a eficiência de remoção da carga orgânica manteve-se a níveis aceitáveis. Já a eficiência em termos de nitrificação e desnitrificação foi rapidamente prejudicada a níveis críticos.
- Nos cenários observados, e em geral, a eficiência do sistema se manteve acima do previstos na legislação. Porém esta eficiência está relacionada ao estado estacionário, portanto, deve-se tomar cuidado ao levar os resultados dessas modelagens ao sistema em operação.
- Nos cenários de operação 15 a 18, onde foi avaliada a operação do sistema com diferentes concentrações de sólidos em suspensão a ser mantida no reator de lodos ativados, observa-se uma correlação inversamente proporcional entre a DQO efluente e amônia efluente para a ETE de estudo. Sendo assim, o sistema ideal deve analisar ambos os casos antes de proceder a qual parâmetro de operação o sistema deve se basear.

E também as seguintes recomendações para trabalhos futuros:

- Utilizar-se de uma caracterização do afluente mais direta, com experimentos e outros dados, já que este trabalho se baseou principalmente em relações através dos dados obtidos de análises já realizadas.

- Fazer uma calibração dinâmica a fim de analisar o sistema de forma dinâmica com valor acadêmico e prático.
- Utilizar a modelagem como uma ferramenta para projeto e análise das atuais ETE em operação tendo em vista os inúmeros cenários que podem ser criados e análises que podem ser feitas para determinado afluente e configurações do sistema.

## 7. REFERÊNCIAS

BENTO, A. P. *Caracterização da Microfauna no Sistema Insular de Tratamento de Esgotos de Florianópolis/SC: Um instrumento de controle operacional e avaliação do processo* Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis/SC, Dissertação, 2000, 167 p.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 357*, de 13/05/2011 - Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430*, de 17/03/2005

CASAN – Companhia de Águas e Saneamento. Disponível em [www.casan.com.br](http://www.casan.com.br) Acesso em 05/11/2011

FERNANDES, C., *Esgotos Sanitários*, Ed. Univ./UFPB, João Pessoa, 1997, 435p. Reimpressão Jan/2000

GERNAEY K. V., LOOSDRECHT M. C. M., HENZE M., LIND M., JØRGENSEN S. B. *Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art* Environmental Modelling & Software 19 (2004) 763–783

GRADY, C. P. L. JR., DAIGGER, G. T., LIM, H. C. *Biological Wastewater Treatment*, 2d ed., Marcel Dekker, Inc., New York, 1999

HENZE, M., GRADY, C.P.L., JR., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. *Activated Sludge Model No. 1*. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK, 1987

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., LOOSDRECHT, MCM. *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d, e ASM3*, Scientific an technical report No. 9, IWA Publishing, London, UK, 2000

HULSBEEK, J.J.W., KRUIT, J., ROELEVELD, P.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems*. Water Sci. Technol. 45 (6), 2002, 127–136.

JEPPSSON, U. *Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes*, Lund Institute of Technology, Sweden – Tese, 1996.



LISBONA, A. L. *Modelagem e Análise de Sensibilidade do Processo de Tratamento de Lodo Ativado com Reciclo* (COPPE/UFRJ, M. Sc., Engenharia Química, 2007) Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007, 140p.

MAKINIA, J. *Mathematical Modelling and Computer Simulation of Activated Sludge Systems* IWA Publishing, London, UK, 2009, 387 p.

MARQUOT A. *Modelling nitrogen removal by activated sludge on full-scale plants: Calibration and evaluation of ASM1* Ecole Doctorale des Sciences Exactes et de leurs Applications Spécialité : Génie des Procédés – Tese, 2007, p. 307.

MEIJER, S. C. F., VAN DER SPOEL, H., SUSANTI, S., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. *Error diagnostics and data reconciliation for activated sludge modelling using mass balances* Water Science and Technology Vol. 45 No. 6, 2002, pag. 144-156

MEIJER, S.C.F., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. AND HEIJNEN, J.J. *Metabolic modelling of full scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP*. Water Research **35**, 2001, 2711–2723.

METCALF & EDDY *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc, 4. Ed, 2003, 1819p

NUHOGLU, A., KESKINLERB, BULENT., YILDIZA, ERGUN., *Mathematical modelling of the activated sludge process—the Erzincan case* Process Biochemistry 40, 2005, 2467–2473

PARKIN, G. F., MCCARTY , P. L. *Sources of Soluble Organic Nitrogen in Activated Sludge Effluents*, Journal Water Pollution Control Federation, vol. 53, 1981, pp. 89-98.

PETERSEN B., GERNAEY K., HENZE M. VANROLLEGHEM P. A. *Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal–industrial wastewater treatment plant* Journal of Hydroinformatics – IWA Publishing, 2002, p. 15-38

PETERSEN, B. *Calibration, identifiability and optimal experimental design of activated sludge models*. Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences. Ghent University – Tese, 2000, p. 337.

PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios* Cap. 5, 2001, Disponível em: [http://www.finep.gov.br/prosab/pos\\_tratamento.htm](http://www.finep.gov.br/prosab/pos_tratamento.htm)

ROSSLE, W. H., PRETORIUS, W. A. *A review of characterisation requirements for in-line prefermenters Paper 1: Wastewater characterisation* Water SA Vol. 27 No. 3 Julho 2001

SANTA CATARINA, *Lei nº 14.675* de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências

SEDRAN M. A., MEHROTRA A. S., PINCINCE A. B. *The Dangers Of Uncalibrated Activated Sludge Simulation Packages* WEFTEC®.06 Water Environment Foundation, 2006, 14p.

SOCHACKI A., KNODEL J., GEISSEN U., ZAMBARDA V., BERTANZA G., PLONKA L. *Modelling and simulation of a municipal WWTP with limited operational data*, 2009, p. 9

TAKÁCS, I., PATRY, G.G., NOLASCO, D. *A Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process*. Wat. Res., vol. 25, no. 10, 1991, pp. 1263-1271.

US EPA– United States Environmental Protection Agency *Nutrient Control Design Manual: State of Technology Review Report* Scientific, Technical, Research, Engineering, and Modeling Support Task Order 68, 2009

VANHOOREN, H., NGUYEN, K. *Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies* Report, 1996, p. 33

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 4. Lodos ativados*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 1997, 415 p.

VON SPERLING M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 1: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, 2005, 452 p.

WHITE C., SMITH M. *Using Dynamic Process Modeling To Enhance The Performance Of Wastewater Treatment Facilities* Rocky Mountain WEF, 14-16 de Setembro, 1998, Snow Mass, Aspen, Colorado

8. APÊNDICE I

8.1. Gráficos dos Resultados dos Cenários 1-26

8.1.1. Cenários de Vazão e Concentração (1 a 12)

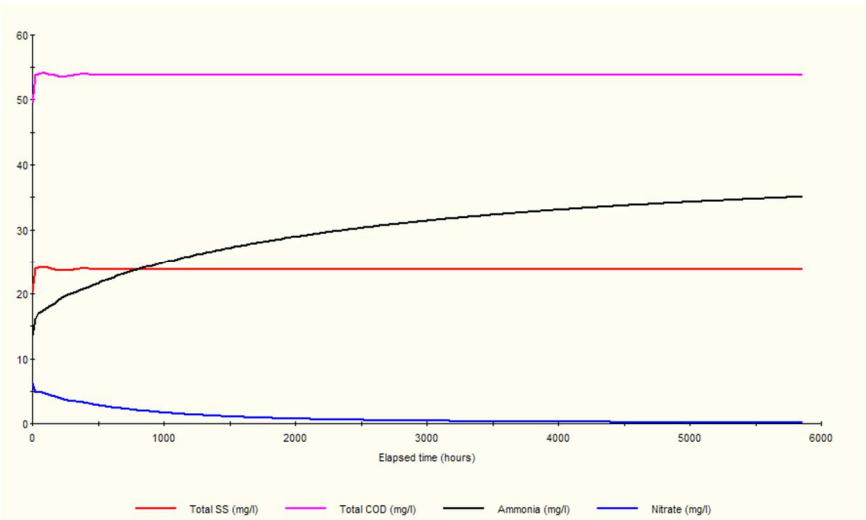


Figura 24: Gráfico do efluente do Cenário 1 (Q = 120% e R = 1.00)

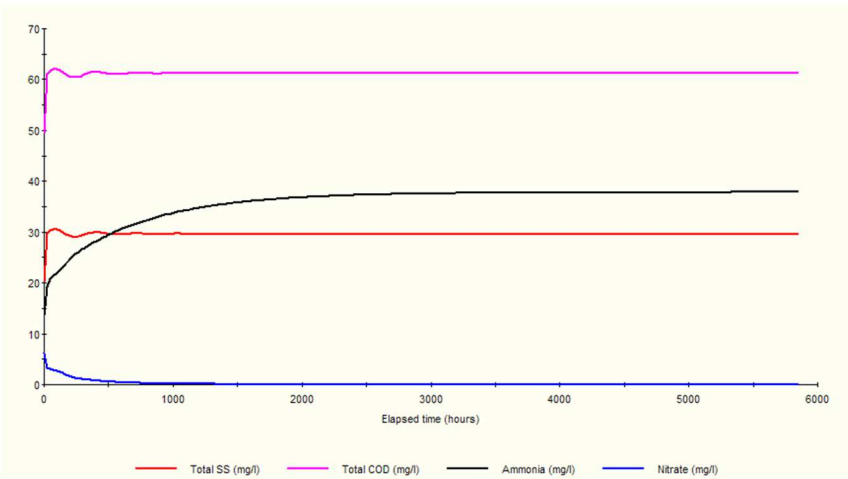
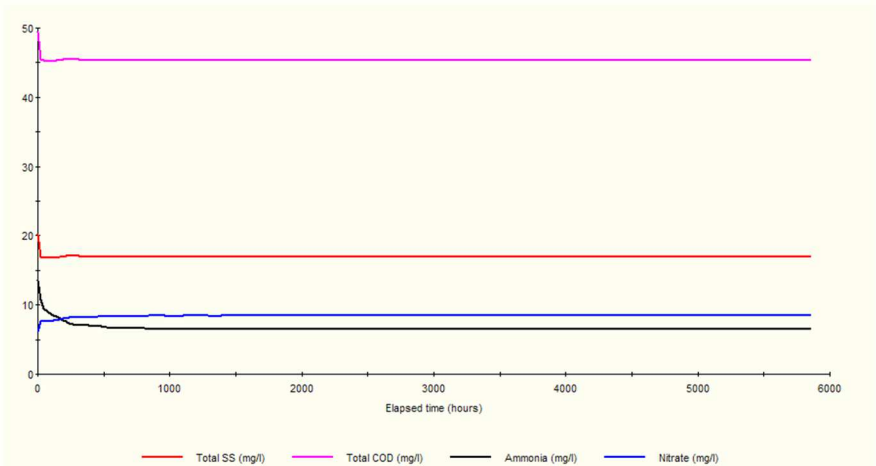
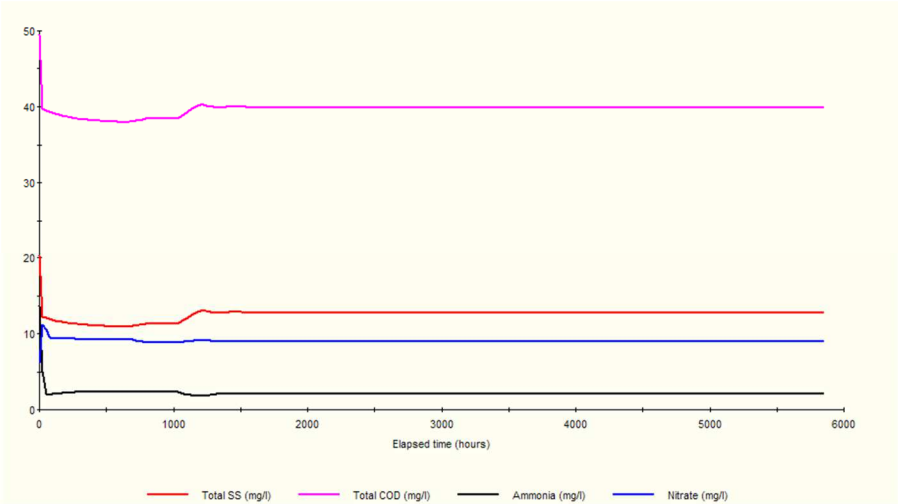


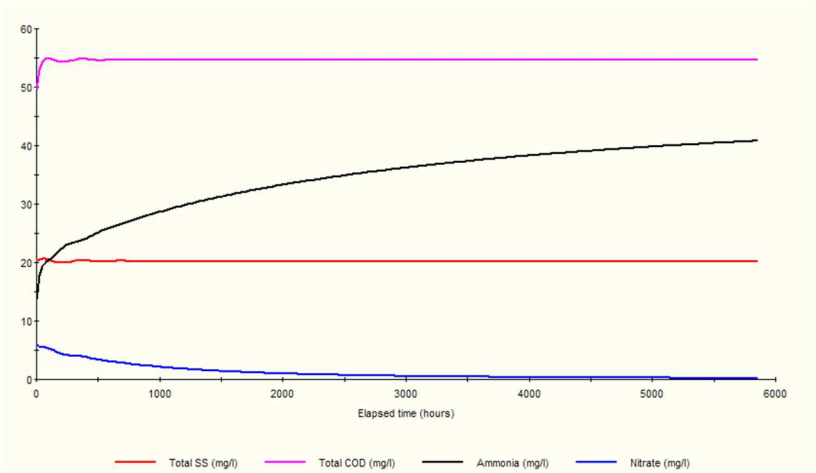
Figura 25: Gráfico do efluente do Cenário 2 (Q = 150% e R = 0.80)



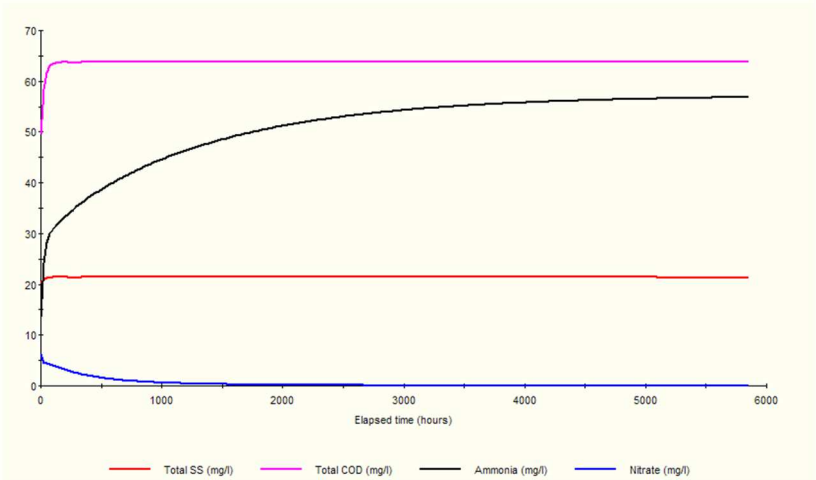
**Figura 26:** Gráfico do efluente do Cenário 3 ( $Q = 80\%$  e  $R = 1.50$ )



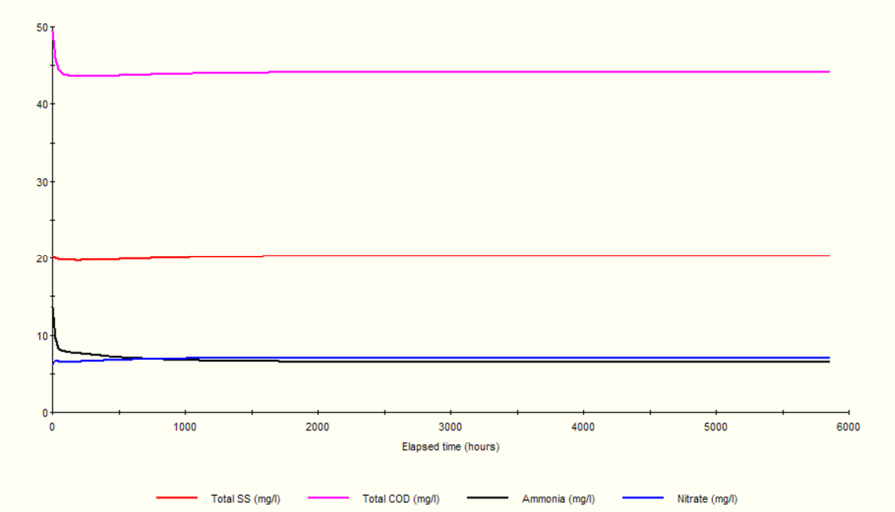
**Figura 27:** Gráfico do efluente do Cenário 4 ( $Q = 50\%$  e  $R = 2.40$ )



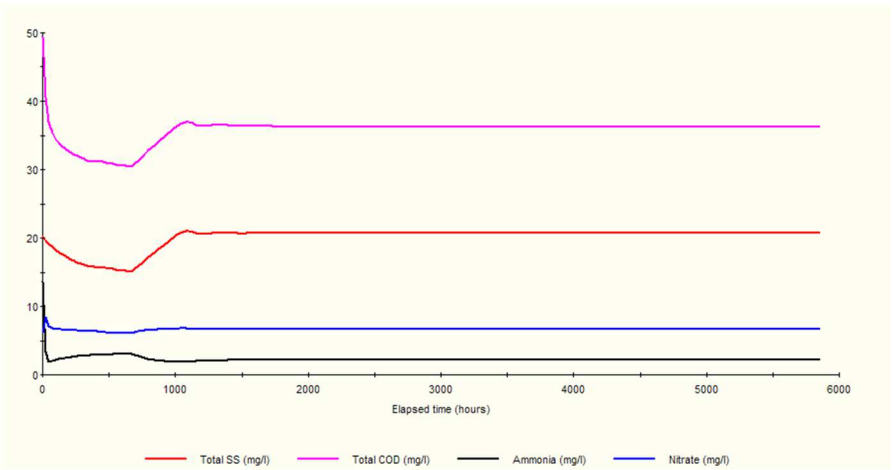
**Figura 28:** Gráfico do efluente do Cenário 5 (C = 120%)



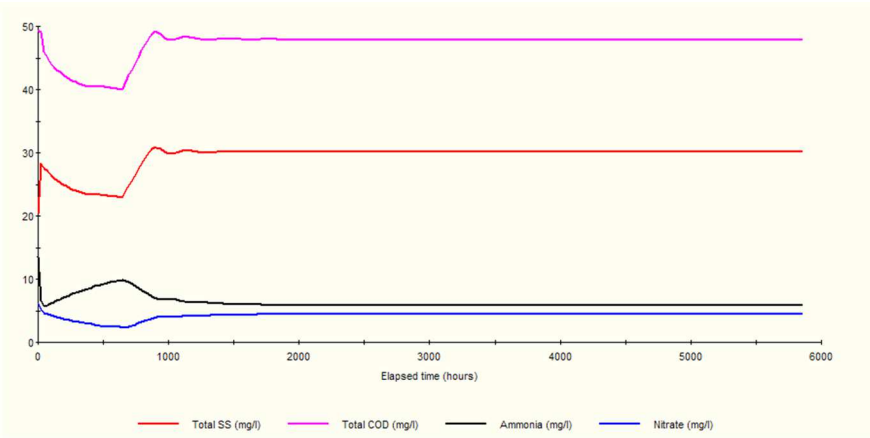
**Figura 29:** Gráfico do efluente do Cenário 6 (C = 150%)



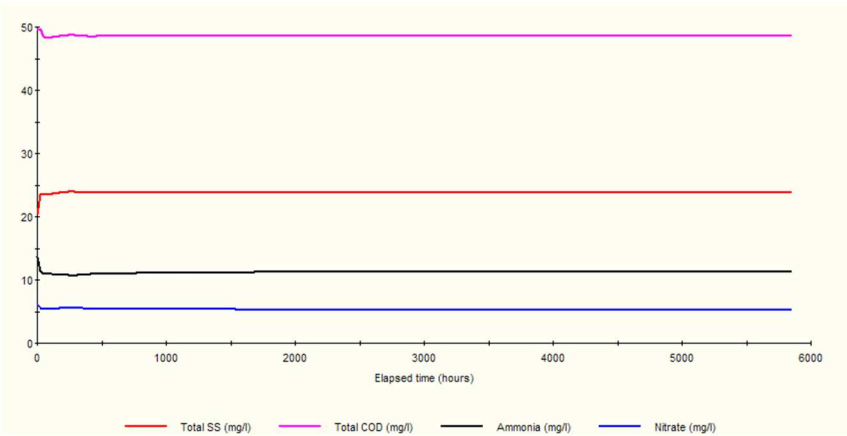
**Figura 30:** Gráfico do efluente do Cenário 7 (C = 80%)



**Figura 31:** Gráfico do efluente do Cenário 8 (C = 50%)

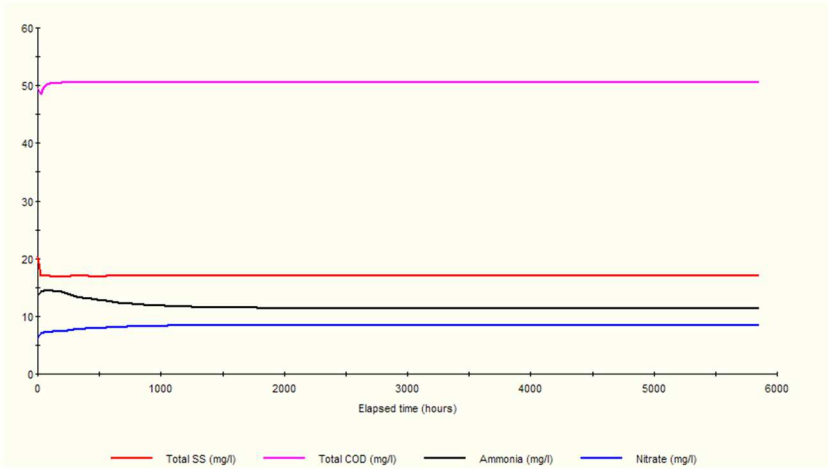


**Figura 32:** Gráfico do efluente do Cenário 9 (C = 50% e Q = 150%)

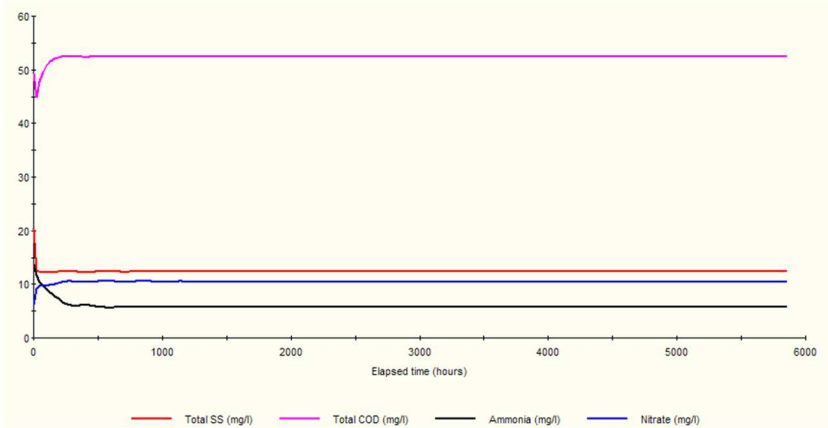


**Figura 33:** Gráfico do efluente do Cenário 10 (C = 80% e Q = 120%)





**Figura 34:** Gráfico do efluente do Cenário 11 ( $C = 120\%$  e  $Q = 80\%$ )



**Figura 35:** Gráfico do efluente do Cenário 12 ( $C = 150\%$  e  $Q = 50\%$ )

8.1.2. Cenários de Operação (13 a 18)

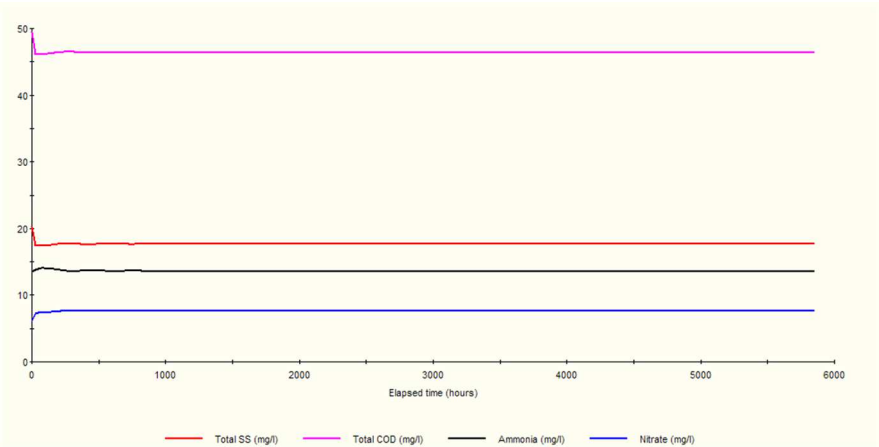


Figura 36: Gráfico do efluente do Cenário 13 (R = 0.72)

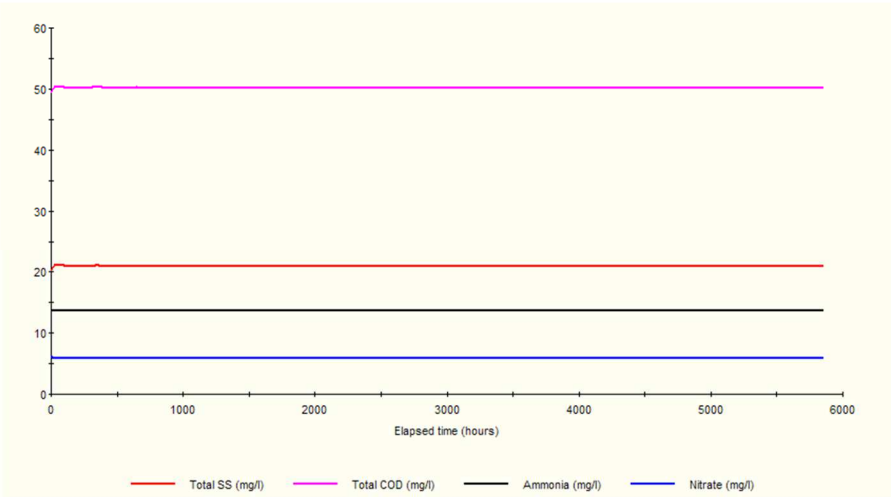
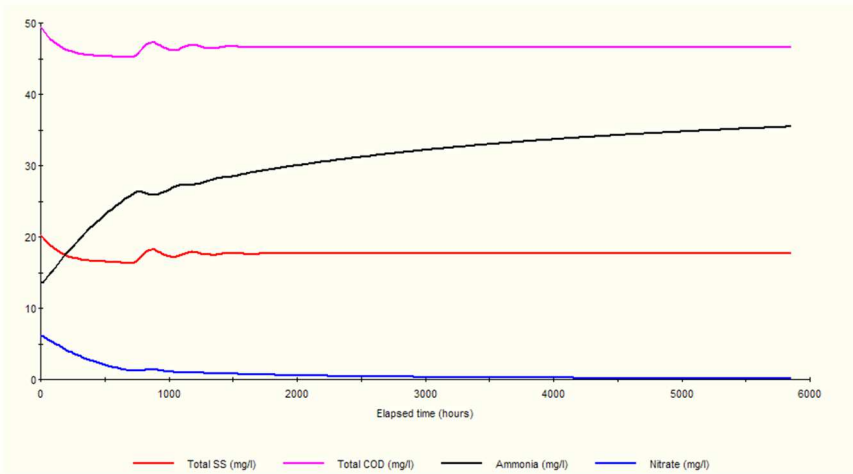
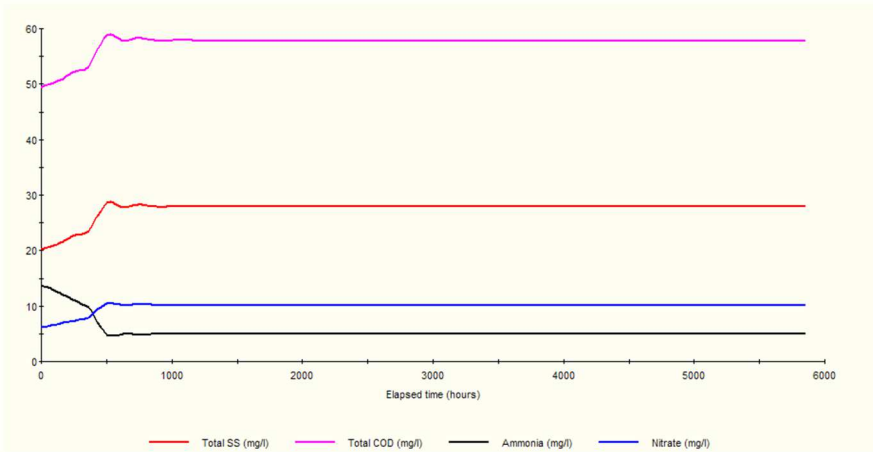


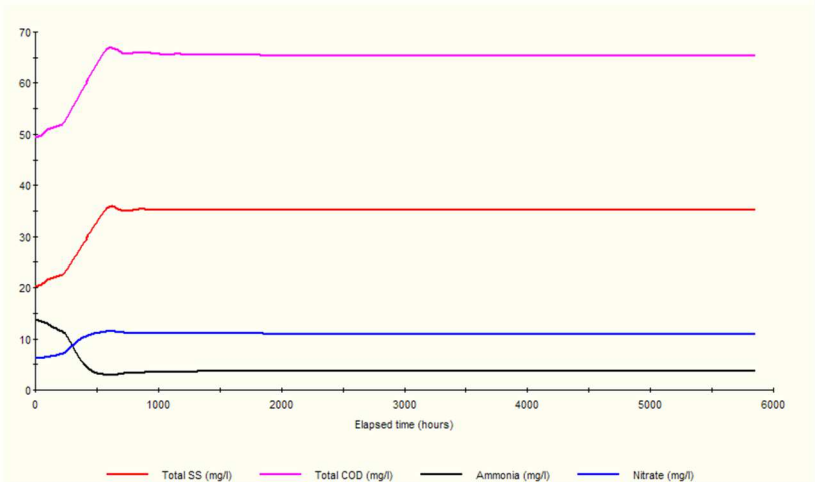
Figura 37: Gráfico do efluente do Cenário 14 (R = 1.33)



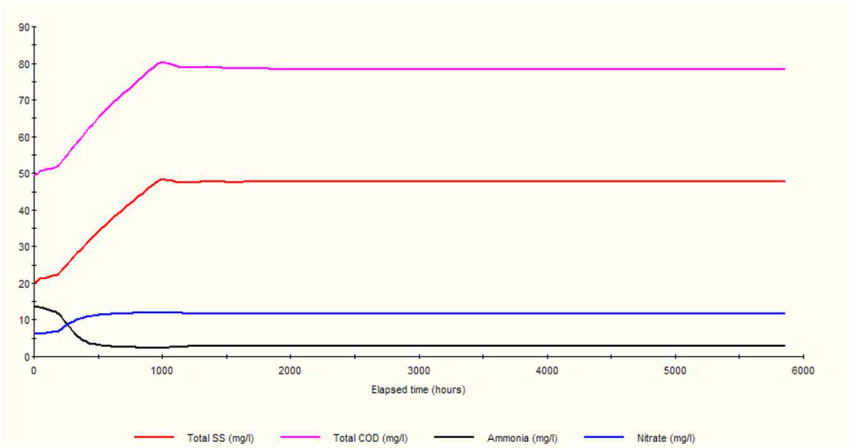
**Figura 38:** Gráfico do efluente do Cenário 15 (SSTA = 2000 mg.L<sup>-1</sup>)



**Figura 39:** Gráfico do efluente do Cenário 16 (SSTA = 3500 mg.L<sup>-1</sup>)

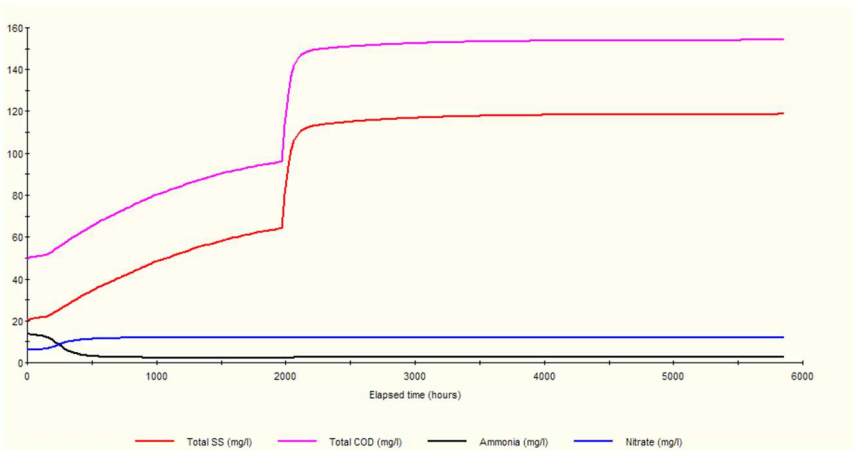


**Figura 40:** Gráfico do efluente do Cenário 17 (SSTA = 4500 mg.L<sup>-1</sup>)

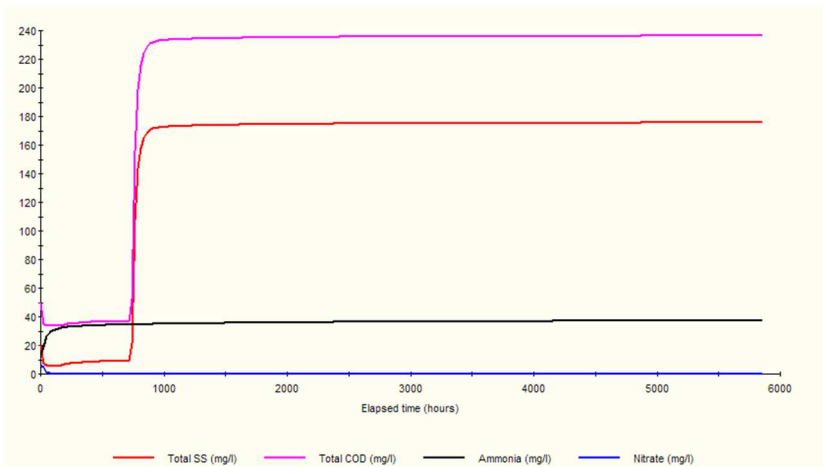


**Figura 41:** Gráfico do efluente do Cenário 18 (SSTA = 6000 mg.L<sup>-1</sup>)

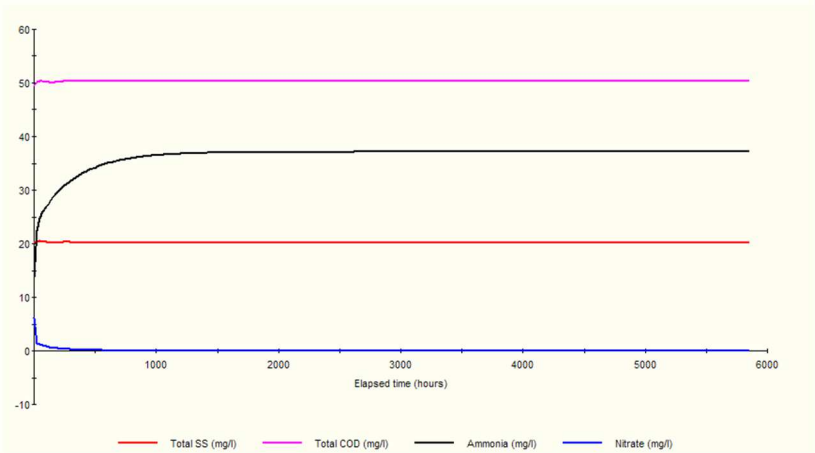
8.1.3. Cenários de Crise (19 a 21)



**Figura 42:** Gráfico do efluente do Cenário 19 (Qexd=0.20)

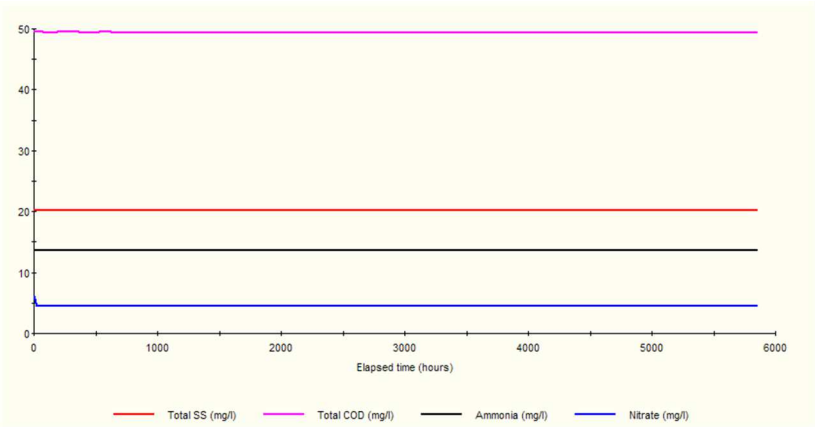


**Figura 43:** Gráfico do efluente do Cenário 20 (R=0.00)

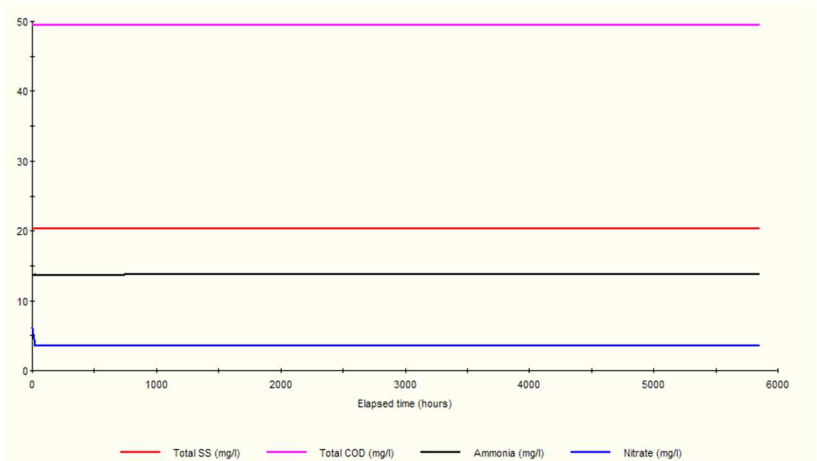


**Figura 44:** Gráfico do efluente do Cenário 21 (Um Tanque de Aeração)

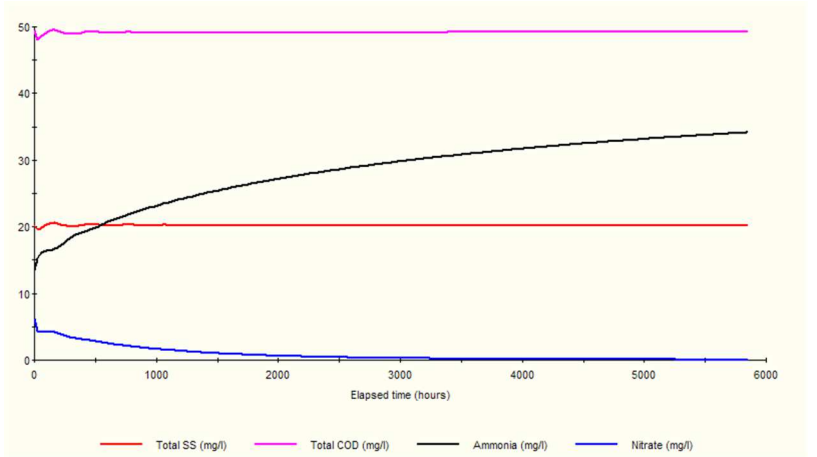
**8.1.4. Outros Cenários (22 a 25)**



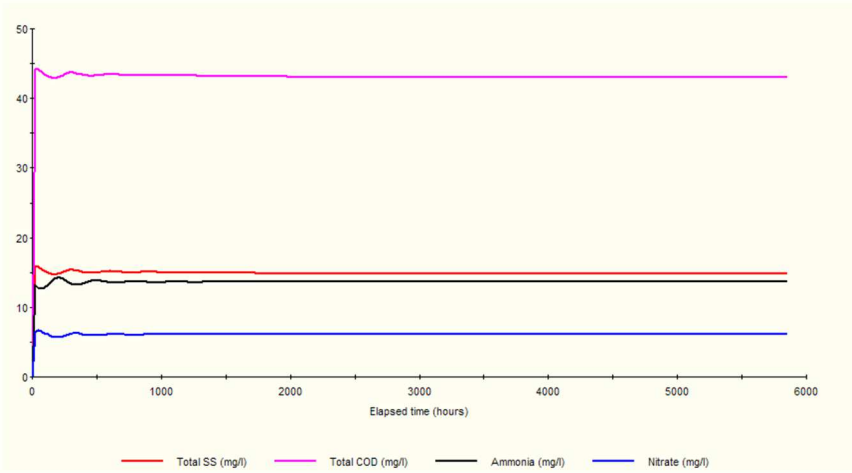
**Figura 45:** Gráfico do efluente do Cenário 22 (Rint=1.00)



**Figura 46:** Gráfico do efluente do Cenário 23 ( $R_{int}=2.00$ )



**Figura 47:** Gráfico do efluente do Cenário 24 (Zona pós-anóxica)



**Figura 48:** Gráfico do efluente do Cenário 25 (4º Decantador)



## 9. ANEXOS

### 9.1. Anexo I – Matriz Do Modelo ASM1

Componente →	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Taxa do Processo $p_j$ [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]
j   Processo ↓	$S_i$	$S_S$	$X_i$	$X_S$	$X_{B,H}$	$X_{B,X}$	$X_P$	$S_O$	$S_{NO}$	$S_{NH}$	$S_{ND}$	$X_{ND}$	$S_{ALK}$		
1 Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$		$-i_{ab}$			$-\frac{i_{ab}}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$	
2 Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{2,86 Y_H}$		$-i_{ab}$			$\frac{1 - Y_H}{14 + 2,86 Y_H} - \frac{i_{ab}}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) n_H X_{B,H}$	
3 Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica						1		$-\frac{4,57}{Y_A} + 1$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{ab} - \frac{1}{Y_A}$			$\frac{i_{ab}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$	$u_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,A}$	
4 Decaimento da biomassa heterotrófica				$1 - f_p$	-1		$f_p$					$i_{ab} - f_p i_{sp}$		$b_H X_{B,H}$	
5 Decaimento da biomassa autotrófica				$1 - f_p$		-1	$f_p$					$i_{ab} - f_p i_{sp}$		$b_A X_{B,A}$	
6 Conversão do nitrogênio orgânico solúvel em nitrogênio amoniacal										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$	
7 Hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável		1		-1										$k_H \left( \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + (X_S / X_{B,H})} \right) \left[ \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + n_H \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$	
8 Hidrólise do nitrogênio orgânico biodegradável											1	-1		$p_j (X_{ND} / X_S)$	
Fatores de correção observados		$r_i = \sum_j v_{ij} p_j$									$r_i = \sum_j v_{ij} p_j$				
Parâmetros estequiométricos: Rendimento heterotrófico: $Y_H$ Rendimento autotrófico: $Y_A$ Fração de biomassa que resulta em produtos particulados: $f_p$ Massa de N/massa DQO na biomassa: $i_{ab}$ Massa de N/massa em DQO de produto de biomassa: $i_{sp}$	Material orgânico solúvel inerte [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Substrato prontamente biodegradável [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Material orgânico particulado inerte [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Substrato lentamente biodegradável [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Biomassa heterotrófica [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Biomassa autotrófica [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Produtos particulados originados pelo decaimento da biomassa [MDQ]/(L <sup>-3</sup> )	Concentração de oxigênio dissolvido no reator [M(-DQ)]/(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio na forma de nitrato e nitrito [M(N)]/(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio na forma de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e NH <sub>3</sub> [M(N)]/(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável [M(N)]/(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio orgânico particulado biodegradável [M(N)]/(L <sup>-3</sup> )	Alcalinidade (molar)	Parâmetros cinéticos: Crescimento e decaimento heterotrófico: $u_H$ , $K_S$ , $K_{O,H}$ , $K_{NO}$ , $b_H$ Crescimento e decaimento autotrófico: $u_A$ , $K_{NH}$ , $K_{O,A}$ , $b_A$ Fator de correção para uH sob condições anóxicas: $n_H$ Taxa específica de amonificação: $k_a$ Hidrólise: $k_H$ , $K_X$ Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas: $p_H$	

**Figura 49:** Matriz do Modelo ASM1 (HENZE *et al.*, 2000).